

# **INFLUENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO Y LOS NUTRIENTES SOBRE LA BIODEGRADABILIDAD AEROBIA DE BIORRESIDUOS DE ORIGEN MUNICIPAL**

**MARÍA ALEJANDRA GUZMÁN VARGAS  
LAURA MARCELA PEREA VEGA**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE  
SANTIAGO DE CALI  
2015**

# **INFLUENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO Y LOS NUTRIENTES SOBRE LA BIODEGRADABILIDAD AEROBIA DE BIORRESIDUOS DE ORIGEN MUNICIPAL**

**MARÍA ALEJANDRA GUZMÁN VARGAS - 0926077**  
**LAURA MARCELA PEREA VEGA - 1038017**

## **Directores**

**PATRICIA TORRES LOZADA**  
**Ingeniera Sanitaria. MSc. PhD.**  
**Profesora Titular - EIDENAR**

**JONATHAN SOTO PAZ**  
**Ingeniero Sanitario y Ambiental.**  
**Asistente de Investigación - Joven Investigador Grupo ECCA - EIDENAR**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA**  
**ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE**  
**SANTIAGO DE CALI**  
**2015**

**Nota de aceptación:**

---

---

---

---

---

---

---

---

**Firma del evaluador**

---

**Firma del evaluador**

**Santiago de Cali, Agosto de 2015**

## DEDICATORIA

*María Alejandra Guzmán Vargas*

A Dios por guiar siempre mis pasos.

A mi madre Carmen Rosa por ser mi mejor ejemplo a seguir y por su esfuerzo incansable para que yo cumpla cada uno de mis sueños.

A Felipe y a mis hermanas Laura y María del Mar por su amor incondicional y motivación constante en todos los aspectos de mi vida.

*Laura Marcela Perea Vega*

A Dios por guiar mi camino y manifestarse cada vez que quería renunciar.

A mis padres, Sergio Tulio y Nelly por su amor incondicional, son ustedes los motores de mi vida, mi constante inspiración y fortaleza.

A mis irremplazables compañeros de vida, Mayra Alejandra y Carlos Humberto por su amor fraternal, por haber sido indispensables en la realización de este sueño.

A mis familiares, docentes y amigos, en especial a María Alejandra por haber sido una compañera y amiga incondicional en la culminación de este sueño, para ella muchas bendiciones.

## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Valle por brindarnos una formación íntegra a lo largo de nuestro proceso académico.

A la profesora Patricia Torres, nuestra directora de tesis por sus grandes enseñanzas a lo largo de estos años, así como la confianza y apoyo para la realización de nuestro trabajo de grado.

Al ingeniero y amigo Jonathan Soto, por su orientación, paciencia y motivación para culminar con éxito nuestra tesis.

Al Profesor Wilmar Alexander Torres, por su colaboración en el manejo de los datos y análisis estadístico.

A todos los integrantes del grupo de investigación ECCA por sus aportes para el desarrollo de este proyecto.

Al programa de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, a cada uno de sus docentes y de manera especial al profesor Luis Fernando Marmolejo que con su gran vocación fue capaz de transmitirnos en cada cátedra el profundo amor por nuestra profesión.

A nuestros compañeros y amigos por vivir con nosotras momentos que quedaran guardados en nuestros corazones.

A la Universidad del Valle y al grupo de investigación ECCA por la financiación del presente trabajo de grado.

## CONTENIDO

1 RESUMEN .....	1
2 INTRODUCCIÓN .....	2
3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	4
4 JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES.....	5
5 REVISIÓN DE LITERATURA.....	7
5.1 Biorresiduos .....	7
5.2 Compostaje.....	7
5.3 Factores Asociados al Proceso de Biodegradabilidad Aerobia.....	8
5.3.1 Disponibilidad de oxígeno .....	8
5.3.2 Técnicas respirométricas .....	9
5.3.3 Dinámica del crecimiento bacteriano y la tasa de utilización de sustrato.....	12
5.3.4 Disponibilidad de nutrientes .....	12
5.3.5 Relación Carbono:Nitrógeno:Fósforo.....	13
5.3.6 pH .....	13
6 OBJETIVOS.....	14
General	14
Específicos .....	14
7 MATERIALES Y METODOS .....	15
7.1 Ubicación experimental.....	15
7.2 Descripción del sustrato.....	15
7.3 Configuración experimental .....	16
7.4 Influencia del OD en el proceso .....	17
7.5 Influencia de los nutrientes en el proceso.....	18
7.6 Determinación de TCO, TUS y TCB .....	19
7.7 Análisis estadístico.....	19
8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	21
8.1 Caracterización de BOM .....	21
8.2 Monitoreo del proceso.....	22
8.2.1 Temperatura.....	22
8.2.2 pH .....	24
8.3 Evaluación de la influencia de la concentración de oxígeno disuelto sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM .....	26
8.3.1 Tasa de Consumo de Oxígeno TCO.....	26
8.3.2 Tasa de Utilización del Sustrato TUS.....	28
8.3.3 Tasa de Crecimiento Bacteriano TCB.....	31
8.4 Evaluación de la influencia de los nutrientes en la biodegradabilidad aerobia de los BOM.....	32
8.4.1 Tasa de Consumo de Oxígeno TCO.....	32
8.4.2 Tasa de Utilización de Sustrato TUS .....	34
8.4.3 Tasa de Crecimiento Bacteriano TCB.....	36
8.5 Caracterización del producto resultante.....	37
9 CONCLUSIONES .....	40
10 RECOMENDACIONES .....	41
11 BIBLIOGRAFIA .....	¡Error! Marcador no definido.

## LISTADO DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Técnicas Respirométricas más utilizadas .....	10
<b>Tabla 2.</b> Parámetros definidos para la caracterización inicial de BOM.....	15
<b>Tabla 3.</b> Periodos de tiempo y rangos de temperatura para la simulación de las etapas estudiadas.....	17
<b>Tabla 4.</b> Variables de control y respuesta para el seguimiento y control del sistema.....	17
<b>Tabla 5.</b> Composición de la solución de nutrientes .....	18
<b>Tabla 6.</b> Características fisicoquímicas del BOM.....	21
<b>Tabla 7.</b> Valores globales obtenidos para la TCO en cada una de las etapas estudiadas.....	26

<b>Tabla 8.</b> Tasa de utilización del sustrato en cada una de las etapas del proceso.....	29
<b>Tabla 9.</b> Tasa de crecimiento bacteriano en cada una de las etapas del proceso .....	31
<b>Tabla 10.</b> Valores globales obtenidos para la TCO en cada una de las etapas estudiadas .....	32
<b>Tabla 11.</b> Tasa de utilización del sustrato para reactores con adición de nutrientes en cada una de las etapas del proceso .....	34
<b>Tabla 12.</b> Tasa de crecimiento bacteriano para reactores con adición de nutrientes en cada una de las etapas del proceso .....	36
<b>Tabla 13.</b> Resultados obtenidos en el análisis de los productos del ensayo 1 y 2 .....	37

## LISTADO DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Etapas del metabolismo bacteriano durante el proceso de compostaje en función del pH y la temperatura. Tomado de: Pérez (2008) .....	8
<b>Figura 2.</b> Curva típica de consumo de oxígeno durante el compostaje. Tomado de: (Christensen, 2011). 9	
<b>Figura 3.</b> Valores del índice respirométrico para diferentes tipos de residuos. Tomado de: Barrena et al. (2013) .....	11
<b>Figura 4.</b> Crecimiento bacteriano y utilización de sustrato en función del tiempo. Tomado de: Cheng (2010) .....	12
<b>Figura 5.</b> Acondicionamiento de los BOM.....	16
<b>Figura 6.</b> Configuración experimental para un reactor .....	16
<b>Figura 7.</b> Esquema del circuito eléctrico de las resistencias en los reactores.....	17
<b>Figura 8.</b> Configuración experimental utilizada para el ensayo 1.....	18
<b>Figura 9.</b> Configuración experimental utilizada para el ensayo 2.....	18
<b>Figura 10.</b> Comportamiento típico de la disminución secuencial del OD en el tiempo. Tomado de: (Van Haandel and Marais, 1999) .....	19
<b>Figura 11.</b> Comportamiento de la temperatura durante ensayo 1 sin adición de nutrientes. ....	23
<b>Figura 12.</b> Comportamiento de la temperatura durante el ensayo 2 con adición de nutrientes. ....	23
<b>Figura 13.</b> Comportamiento del pH durante el ensayo 1 sin adición de nutrientes .....	24
<b>Figura 14.</b> Comportamiento del pH durante el ensayo 2 con adición de nutrientes .....	25
<b>Figura 15.</b> Clasificación de la Biodegradabilidad del sustrato en el ensayo 1 de acuerdo con Barrena et al. (2013). ....	28
<b>Figura 16.</b> Tasa de utilización del sustrato en cada una de las etapas del proceso .....	29
<b>Figura 17.</b> Comportamiento de los SV para cada uno de los reactores .....	31
<b>Figura 18.</b> Clasificación de la Biodegradabilidad del sustrato en el ensayo 2 de acuerdo con Barrena <i>et al.</i> (2013). ....	33
<b>Figura 19.</b> Tasa de utilización del sustrato reactores con adición de nutrientes en las etapas del proceso .....	34

## 1 RESUMEN

Cerca del 65% de los residuos sólidos municipales generados en Colombia corresponden a la fracción orgánica de residuos (Biorresiduos de Origen Municipal – BOM), razón por la que el aprovechamiento y valorización de la misma constituye uno de los principales retos que se afrontan actualmente a nivel nacional en materia ambiental. Entre las diferentes alternativas existentes, el compostaje es una de las más sencillas, puesto que es un proceso de biodegradación aerobia que permite obtener un producto final no solo estable, sino también con potencial valor comercial. El oxígeno se constituye como uno de los factores más importante en la biodegradabilidad aerobia puesto que condiciona la actividad metabólica de los microorganismos durante todo el proceso; éste también es el factor que ocasiona los mayores costos operacionales, razón por la que determinar la concentración mínima de oxígeno disuelto (OD) requerido para llevar a cabo el proceso sin generar un exceso de este componente, es de gran importancia para potencializar a gran escala dichos procesos de aprovechamiento. Por otra parte, durante el proceso se deben satisfacer unos requerimientos nutricionales (C:N:P) que no siempre son suplidos por el sustrato original, razón por la que el estudio de la incorporación de nutrientes al proceso recobra gran importancia para mejorar la eficiencia del mismo y las características obtenidas en el producto.

En este estudio se evaluó a escala de laboratorio mediante un diseño experimental por bloques, la influencia de la concentración de OD (<0,5, 1,0, 1,5, 2,0 y 2,5 mg/L) y de los nutrientes (con y sin adición de nutrientes) sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM. En los ensayos se simulaban tres de las etapas del proceso de compostaje (mesofílica, termofílica y de enfriamiento) mediante el ajuste de la temperatura y el pH inicial del sustrato. Además del monitoreo del pH y la temperatura como variables de control se evaluó la cinética del proceso mediante la determinación de las tasas de consumo de oxígeno (TCO), utilización de sustrato (TUS) y crecimiento bacteriano (TCB). Se encontró que en general los experimentos a escala de laboratorio consiguieron simular las diferentes etapas del proceso de compostaje, siendo la etapa termofílica la que presentó mayores TCO, TUS y TCB. Las concentraciones de OD de 2,0 mg/L y 2,5 mg/L presentaron el mejor desempeño del proceso biológico aerobio, reflejado tanto en la cinética del proceso, como en la eficiencia en la reducción de la materia orgánica con eficiencias de disminución de Demanda Química de Oxígeno Tota ( $DQO_{(T)}$ ) de 52 y 55% respectivamente. La aplicación de nutrientes mostró un efecto favorable, encontrándose que hubo un incremento tanto en las TCO, TUS y TCB como en la eficiencia en la reducción de  $DQO_{(T)}$  de 60 y 67% respectivamente para las concentraciones de 2,0 mg/L y 2,5 mg/L.

**PALABRAS CLAVES:** Biorresiduos de origen municipal – BOM, Biodegradación aerobia, Compostaje, Concentración de oxígeno, Nutrientes, Cinética de degradación de BOM.



## 2 INTRODUCCIÓN

Producir residuos sólidos es una característica inherente e inevitable de la sociedad humana, de forma tal que es imposible pensar en un proceso donde no se generen residuos; sin embargo, durante las últimas décadas se ha evidenciado un aumento exponencial en la producción de los mismos (Pérez, 2008), directamente relacionado con el aumento de la población, el crecimiento y desarrollo de las ciudades y los hábitos de consumo del mundo globalizado, situación que ha llevado a preguntarse el cómo manejar estos volúmenes crecientes de residuos sólidos, ya que los sitios para su disposición final son cada vez más escasos e indeseables por generar diferentes conflictos ambientales y sociales en todas las regiones del mundo (Jaramillo and Zapata, 2008).

Una de las alternativas más empleadas para el aprovechamiento y valorización de la fracción orgánica putrescible de los residuos sólidos municipales o biorresiduos de origen municipal – BOM, es la biodegradabilidad aerobia para la obtención de compost como producto final, que de acuerdo con Barrena et al. (2013), es una de las estrategias más apropiadas para la gestión sostenible de los Residuos Sólidos Municipales - RSM; lo que presenta mayor relevancia si se tiene en cuenta que los BOM representan más del 54% de los RSM en países en desarrollo, en especial en países de América Latina (Martínez Sepúlveda and Montoya Gómez, 2013) donde los hábitos de consumo de las personas aún conservan un alto contenido orgánico. En Colombia esta proporción es del orden del 65% (SSPD, 2013).

El compostaje es un proceso biológico exotérmico de conversión de la materia orgánica presente en los residuos hacia formas más estables, la cual es realizada por microorganismos que requieren de ciertas condiciones ambientales controladas (Torres et al., 2007). Durante este proceso, intervienen diferentes parámetros que además de condicionar el mismo, funcionan como indicadores del avance y del comportamiento microbiológico que se desarrolla en cada una de las diferentes etapas.

El oxígeno es imprescindible en un proceso aerobio, ya que de garantizar los niveles de oxígeno adecuados de manera permanente depende la posibilidad de satisfacer o no, las necesidades metabólicas de los consorcios microbianos para la degradación del sustrato y con ello obtener un producto final estable, puesto que los microorganismos consumen oxígeno durante todo el proceso para la oxidación del sustrato y este oxígeno consumido debe ser constantemente repuesto de manera inmediata para que el proceso no se detenga (Barrena, 2006).

Las técnicas respirométricas han permitido desarrollar métodos para cuantificar el oxígeno utilizado por los microorganismos para satisfacer las necesidades metabólicas o la producción de CO<sub>2</sub>, reflejando así el nivel de actividad microbiana en la masa, siendo una de las pruebas más utilizadas la determinación de la tasa de consumo de oxígeno (TCO), a partir de la cual se puede determinar si el producto de la degradación aerobia es inestable (elevado consumo de oxígeno) o si por el contrario, existe una alta estabilidad, por lo que el consumo de oxígeno será menor (Barrena et al., 2005, Pérez, 2008).

La relación C/N es igualmente un factor relevante en el balance de nutrientes del proceso, puesto que los microorganismos requieren carbono para su crecimiento y obtención de energía, mientras que el nitrógeno es esencial para su producción y reproducción (Norbu et al., 2005), de forma que una alta relación C/N ralentiza el proceso, ya que se genera un exceso de sustrato degradable para los microorganismos; por el contrario, de existir una relación baja, se desencadena en un acelerado crecimiento bacteriano que provoca un déficit en oxígeno, por lo que el proceso podría volverse anaerobio, además de esto, la baja relación puede provocar que se pierda el exceso de N del material en forma de amoníaco a través de la volatilización (Pérez, 2008, Gao et al., 2010).

En el presente trabajo de grado se evaluó la influencia del oxígeno disuelto y los nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM procedentes de un municipio que realiza separación en la fuente y recolección selectiva, mediante la evaluación de la cinética del proceso, determinada por las tasas de consumo de oxígeno (TCO), de utilización de sustrato (TUS) y de crecimiento bacteriano (TCB), con el fin de identificar elementos técnicos que puedan aportar al mejoramiento del proceso de compostaje.

El estudio fue desarrollado en el marco del proyecto de investigación “Aprovechamiento de subproductos a partir de la Digestión Biológica de Residuos Sólidos de origen Municipal” desarrollado por el grupo de investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental - ECCA y financiado por la Universidad del Valle.

### 3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

De acuerdo con la OPS (2010), América Latina y el Caribe - ALC cuenta con una población cercana a los 588.649.000 habitantes y una producción per-cápita de RSM de 0.93 Kg/Hab-día, para una producción aproximada de 547.443,57 Ton/día; sin embargo, actualmente el porcentaje de los residuos recuperados sólo alcanza 2,2% de este total y a pesar de que la materia orgánica representa un alto porcentaje de los RSM, la aplicación del compostaje se realiza en muy pequeña escala, alcanzando solamente el 0,6% de los mismos (Marmolejo, 2011). Lo anterior es debido a que muy pocas de las experiencias desarrolladas en ALC sobre este campo han sido exitosas, en general por la falta de guías para la aplicación de tecnologías apropiadas para la región y problemas operativos durante el proceso de biodegradabilidad, generando sobrecostos sustancialmente más elevados de lo que los municipios pueden solventar (OPS, 2010, Marmolejo, 2011).

En Colombia la situación no es diferente; en el país se generan cerca de 26.726 Ton/día de RSM y cerca del 65% corresponden a residuos de origen orgánico (SSPD, 2013), situación que deja al descubierto su amplio potencial de aprovechamiento y de utilización de alternativas tecnológicas para llevarlo a cabo; por tal razón, como lo menciona Marmolejo *et al.* (2011) el compostaje es una opción con aplicación creciente en el país. Sin embargo, para su implementación no se evidencian experiencias de investigación que propicien la adaptación de la tecnología a las condiciones locales, ante lo que resulta conveniente profundizar en aspectos como la influencia de la concentración de oxígeno disuelto y los nutrientes durante el proceso de biodegradabilidad aerobia para la obtención de un producto final estable.

La aireación se considera uno de los factores más importante que influye en el éxito del compostaje (Diaz *et al.*, 2002), ya que ésta debe ser suficiente para mantener la actividad microbiana, puesto que una aireación insuficiente provocará condiciones anaerobias que ocasionará un descenso en la eficiencia de transformación de la materia orgánica comprometiendo su calidad y generando malos olores (Pérez, 2008, Guo *et al.*, 2012). Por el contrario, el exceso de ventilación podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006).

Se ha evidenciado que en el proceso, la cinética de biodegradación se encuentra en función de este parámetro operacional, afectando la tasa de degradación del sustrato (Oviedo *et al.*, 2014b) y aumentando el tiempo para la estabilización del producto. Es por esta razón que investigaciones realizadas por Trémier *et al.* (2009), Guo *et al.* (2012), Ciggin and Orhon (2014), han mostrado que la aireación incide directamente sobre el proceso de biodegradabilidad, por lo que es necesario garantizar los requerimientos mínimos de O<sub>2</sub> para obtener un producto de calidad que pueda ser aplicado en sistemas agroambientales.

Por otra parte, los nutrientes son otros de los factores con mayor relevancia sobre la eficiencia del proceso de biodegradabilidad aerobia, ya que no es suficiente con que éstos se encuentren en el sustrato sino que deben encontrarse en las concentraciones adecuadas y en la forma química que los haga disponible para los microorganismos, razón por la que diferentes estudios (Soliva, 2001, Madigan *et al.*, 2004, Kulikowska and Gusiatin, 2015) han encontrado que la incorporación de nutrientes al sustrato permite suplir los requerimientos de los microorganismos e influir directamente en las condiciones cinéticas asociadas a la degradación del sustrato y a la obtención de un material final de mayor calidad, ya que si por el contrario no se cuenta con un adecuado contenido de nutrientes, el proceso se puede ver ralentizado provocando una biodegradación más lenta que no permita obtener la estabilización del material Cáceres *et al.* (2006).

#### 4 JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES

El campo de los RSM constituye una de las mayores preocupaciones de las sociedades contemporáneas y un desafío mundial para la gestión pública (AIDIS et al., 2005). Su creciente aumento está relacionado entre otras, con los procesos productivos que no han logrado cumplir con la normatividad ambiental y un modelo económico que tiene efectos negativos en los hábitos de consumo de la población (Calva et al., 2014).

Ante la actual problemática, es necesario el planteamiento de nuevas estrategias que trasciendan de soluciones meramente técnicas (MINAMBIENTE, 2002) y que permitan la visualización de los residuos como recursos con posibilidades adicionales a las que tradicionalmente se identificaban (Marmolejo, 2011). Barrena et al. (2005), afirman que el compostaje es considerado un método económico comparado con otros tratamientos y eficaz para disminuir la cantidad de material a ser enterrado. Sin embargo, la falta de guías para la aplicación de tecnologías apropiadas para la región y la falta de estándares de calidad para el producto final, conspiran contra su progreso (OPS, 2010).

En Europa, según CNMA (2000) el compostaje es un método que ocupa alrededor del 10% de los tratamientos existentes, en contraste con los países de ALC, en que a pesar que la materia orgánica supera el 50% del total de RSM generados (Jaramillo and Zapata, 2008), el porcentaje de residuos recuperados sólo alcanza 2,2% y la aplicación del compostaje se realiza en muy pequeña escala, alcanzando solamente el 0,6% de éstos (OPS, 2005).

En Colombia se generan 26.726 Ton/día de RSM (SSPD, 2013) y de acuerdo a la composición de los mismos, el 65% son BOM (SSPD, 2013), lo cual permite situar el compostaje como una alternativa eficaz gracias a su composición y a la predominancia del sector agrícola en diferentes regiones del país, lo cual indica que el producto final obtenido tras su aprovechamiento, puede llegar a ser fácilmente incorporado en el sistema económico y productivo. De acuerdo con SSPD (2008), el compostaje representa alrededor del 54% de los tratamientos utilizados para el manejo de los residuos orgánicos; este tratamiento es llevado a cabo en Plantas de Manejo de Residuos Sólidos – PMRS.

La implementación de esta tecnología requiere involucrar directamente a la comunidad, generando una cultura de separación en la fuente con el objetivo de realizar un manejo diferenciado de los residuos aprovechables (MAVDT, 2000). Estudios realizados por OPS (2010), indican que de los 1.096 municipios del territorio nacional solo 40 de estos (3.6% del total), realizan separación en la fuente.

En algunos municipios del Valle del Cauca se cuenta con experiencias exitosas de separación en la fuente y recolección selectiva, con lo que se ha comprobado reducción en la contaminación de los BOM que llegan a las PMRS, facilitando su reincorporación al ciclo productivo y permitiendo evaluar la biodegradabilidad aerobia de los mismos, además de la producción de compost de calidad (Soto and Zambrano, 2014).

De igual manera, investigaciones realizadas previamente han permitido establecer las mejores condiciones para llevar a cabo un proceso de compostaje exitoso, tal es el caso de Meléndez (2003) el cual expone que la calidad del compost final depende de una serie de parámetros fisicoquímicos tales como la temperatura, relación C/N, presencia de oxígeno, y pH, los cuales intervienen durante el proceso de fermentación y maduración, y cuyos valores dependen del origen de los residuos y las variaciones de su composición durante todo el proceso de compostaje.

Röben (2002) menciona la importancia de la forma de las partículas de los desechos, para asegurar una biodegradación bajo condiciones aerobias, las partículas no deben ser muy pequeñas.

Nakasaki et al. (1993) analizó los efectos que tienen el pH y la temperatura del sustrato en el proceso de compostaje, encontrando que cuando el pH es igual o superior a 7 unidades se muestra un aumento en la tasa de degradación de sustrato. Sundberg et al. (2004) mostró que la acidez del sustrato puede inhibir el proceso de compostaje durante la fase inicial.

Oviedo et al. (2014b) demostró que el incremento en la frecuencia de volteo de las pilas de compostaje de BOM permitió mejores condiciones de proceso que se reflejaron en mayores tasas de degradación de la materia orgánica, una disminución en la duración de las fases mesofílica, termofílica y de enfriamiento del proceso en un 80 % y en un mayor mantenimiento de las temperaturas de higienización.

Oviedo et al. (2014a) encontró que la incorporación de materiales de soporte como el pasto estrella mejora el pH inicial y facilita la aireación en las pilas de compostaje, permitiendo alcanzar la fase termofílica en menores tiempos y mantenerla con una mayor duración, lo que garantiza condiciones adecuadas para la higienización del producto.

Soto et al. (2015) evaluaron el proceso de compostaje para dos tipos de concentraciones de sustrato (90:10 y 80:20 de agua dechlorada y biorresiduos respectivamente), encontrando que en la relación 80:20 de agua dechlorada y biorresiduos se alcanzaron las mayores tasas de degradación con un rango de pH óptimo inicial para el sustrato entre 7 y 8 unidades.

Denes et al. (2015) realizó un modelo capaz de predecir la evolución de la materia orgánica de residuos orgánicos durante su degradación aeróbica a través de pruebas respirométricas, estableciendo que cada residuo obtuvo fracciones diferentes de materia orgánica y parámetros cinéticos microbianos, pero idénticos parámetros para la hidrólisis de las fracciones sólidas y los rendimientos de asimilación.

El presente trabajo de grado permitió evaluar la influencia de la concentración del oxígeno disuelto y los nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM en escala de laboratorio en reactores batch de 5,0L, mediante la simulación tres de las etapas del proceso de compostaje, el uso de técnicas respirométricas (TCO) y la determinación de las tasas de utilización de sustrato (TUS) y de crecimiento bacteriano (TCB).

## 5 REVISIÓN DE LITERATURA

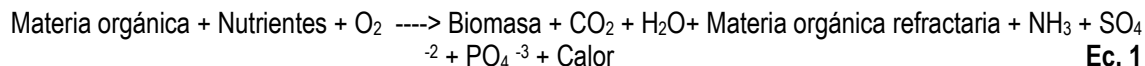
### 5.1 Biorresiduos

La fracción orgánica putrescible de los RSM – BOM, son los residuos de origen vegetal o animal, con un alto contenido de carbono y nitrógeno, entre los cuales se encuentran en los residuos de jardines, residuos alimenticios y residuos de cocina procedentes de la preparación de alimentos. En esta categoría no se incluyen los residuos agrícolas o forestales, el papel o la madera tratada, los textiles naturales y otros subproductos de la industria alimentaria (CNMA, 2000, CCE, 2008) (CCE, 2008, Moreira, 2009).

### 5.2 Compostaje

Es el proceso de descomposición biológica de residuos sólidos biodegradables en fase sólida, bajo condiciones controladas y predominantemente aerobias que se lleva a cabo hasta obtener un producto final estable, libre de patógenos y semillas, que puede ser aplicado al suelo de forma beneficiosa (Haug, 1993, Pérez, 2008, Marmolejo, 2011).

La Ecuación 1, define la reacción de digestión aerobia donde se destaca que el principal producto es la biomasa, es decir el compost como resultado final del proceso de compostaje.



El proceso de biodegradabilidad aerobia se puede clasificar en 4 etapas en función de la temperatura y de los microorganismos presentes en cada una de ellas como se describe a continuación:

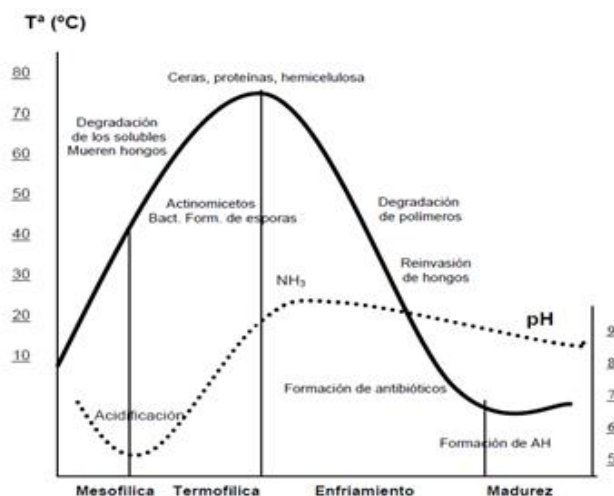
**Etapas Mesofílica:** Se inicia con la transformación microbiológica de los compuestos fácilmente degradables como los azúcares, ácidos orgánicos y proteínas (Chiumenti et al., 2005), esta actividad de descomposición genera energía que se libera en forma de calor y se traduce en un incremento paulatino de la temperatura (Barrena et al., 2013), partiendo desde la temperatura ambiente hasta alcanzar aproximadamente 35°C. Esta etapa tiene una duración de 1 a 2 días y en ella el pH cae ligeramente debido a la producción de ácidos grasos volátiles (Pérez, 2008).

**Etapas Termofílica:** El calor liberado a través de la respiración de los microorganismos al descomponer la materia orgánica, facilita el incremento de la temperatura y los organismos que crecieron en la etapa mesofílica mueren, siendo casi completamente reemplazados por otros (termofílicos) que soportan altas temperaturas (Haug, 1993). La actividad termofílica comienza cuando la temperatura sobrepasa los 40°C y continúa hasta alcanzar los 70°C, cuando cesa prácticamente la actividad microbiana; sin embargo, en este punto la aireación del compost provoca una nueva disminución de la temperatura y la aparición de nuevo de microorganismos termófilos (con un óptimo en 52°C), complemento de esta forma las actividades de los diferentes grupos termofílicos simbióticos. Este ciclo se mantiene hasta que, debido al agotamiento de nutrientes, la temperatura decrece considerablemente hasta aproximarse a los valores del ambiente (Pérez, 2008).

**Etapas Enfriamiento:** La actividad de los microorganismos termofílicos cesa debido al agotamiento de los sustratos, conllevando a la disminución de la temperatura; durante esta etapa prevalecen los microorganismos mesofílicos, incrementándose aquellos que tienen capacidad para degradar los almidones y la celulosa (Insam and de Bertoldi, 2007). Hasta este punto, el metabolismo bacteriano a escala real puede llevar desde unas pocas semanas hasta meses dependiendo del material a compostar (Pérez, 2008).

**Etapas de maduración:** En esta fase la temperatura se estabiliza a valores cercanos a la del ambiente y la actividad microbiana se limita principalmente a la formación de ácidos húmicos, el calor generado cada vez es menor y el pH normalmente se estabiliza en valores ligeramente alcalinos. Durante esta etapa, tanto los microorganismos mesofílicos como la microfauna coloniza el compost, por lo que se generan mecanismos de antagonismo (Pérez, 2008).

En la Figura 1 se muestra la evolución de la temperatura y el pH durante las etapas del metabolismo bacteriano en el proceso de compostaje.



**Figura 1.** Etapas del metabolismo bacteriano durante el proceso de compostaje en función del pH y la temperatura. Tomado de: Pérez (2008)

### 5.3 Factores Asociados al Proceso de Biodegradabilidad Aerobia

#### 5.3.1 Disponibilidad de oxígeno

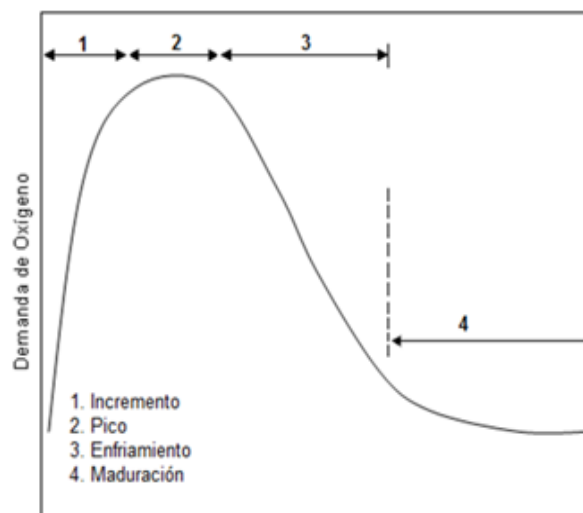
El oxígeno es necesario para satisfacer las necesidades metabólicas de la comunidad microbiana y debido a que la disponibilidad del mismo influye totalmente en la eficiencia del proceso de biodegradabilidad aerobia, la cantidad de oxígeno que se le suministra al sistema es uno de los parámetros más importantes a ser optimizado (Kulikowska and Gusiatin, 2015), por lo que es importante garantizar los niveles adecuados que permitan obtener las tasas óptimas de utilización del sustrato, ya que de acuerdo con Ruggieri *et al.* (2008) bajas concentraciones de oxígeno disponible puede conducir a condiciones anaeróbicas, pero de igual forma demasiada aireación puede conducir a un enfriamiento excesivo, lo que en ambos casos terminará por limitar el proceso de biodegradación aerobia.

De acuerdo con Pérez (2008) el umbral de concentración de 0,9 mg/L está ampliamente aceptado como la concentración de oxígeno por debajo de la cual el proceso de compostaje está impedido, mientras que valores por encima del 2,4 mg/L son los más recomendables. Barrena (2006) afirma que el contenido de oxígeno no debe situarse nunca por debajo de los 0,9 mg/L, mientras que Ruggieri *et al.* (2008), por su parte señala la concentración óptima de OD para el proceso de biodegradación aerobia de BOM como igual a 2,2 mg/L.

Algunas investigaciones sugieren además alcanzar una mayor efectividad en el proceso de biodegradación de BOM cuando la concentración de OD disponible varía en las diferentes etapas del proceso, debido a las diferentes fracciones que constituyen los BOM, siendo así como Richard (2006) encontró una tasa de biodegradación mayor cuando la concentración de oxígeno disuelto suministrada disminuyó en condiciones termófilas.

En la Figura 2 se muestra una curva de demanda de oxígeno típica de un material que está siendo compostado, en la cual se destacan cuatro zonas:





**Figura 2.** Curva típica de consumo de oxígeno durante el compostaje. Tomado de: (Christensen, 2011)

Zona 1: Tasa de consumo de oxígeno que incrementa a medida que aumenta la temperatura de la pila y la comunidad microbiana, se desarrolla por lo general en menos de 2 días.

Zona 2: Demanda máxima en sistemas de reactores con presencia de desechos putrescibles, este período se presenta a partir del 3 día.

Zona 3: Los materiales más fácilmente degradables han sido usados, lo cual ofrece un material cercano a la estabilización.

Zona 4: La estabilización se completa y comienza la etapa de maduración / humificación.

### 5.3.2 Técnicas respirométricas

Las técnicas respirométricas son procedimientos que se realizan con el objetivo de medir el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos durante su actividad en el proceso de biodegradabilidad aerobia, sin embargo no existe hasta el momento un método oficial para la determinación de éste; razón por la que diferentes autores como *Adani et al. (2006)*, *Barrena (2006)*, *Pérez (2008)*, *Wagland et al. (2009)*, entre otros, han propuesto diversos métodos para su determinación; estos métodos pueden clasificarse como, dinámicos (cuando existe aireación continua durante el proceso) o estáticos (cuando no existe aireación continua) (*Barrena et al., 2005*) y se pueden realizar basados en la producción de  $\text{CO}_2$  o basados en la determinación del consumo de  $\text{O}_2$  por parte de los microorganismos.

Sin embargo, de manera general los autores recomiendan el uso de los métodos basados en el consumo de  $\text{O}_2$ , ya que el oxígeno es directamente responsable de la oxidación de la materia orgánica, mientras que para la determinación de la producción de  $\text{CO}_2$  se asume una proporción molar de 1 entre el  $\text{O}_2$  y el  $\text{CO}_2$ , situación que no es real, ya que esta relación es dependiente del grado de oxidación del carbono orgánico (*Scaglia et al., 2011*). En la Tabla 1 se muestran algunas de las técnicas respirométricas más utilizadas, destacando el principio de cada una con sus respectivas ventajas y limitaciones.



**Tabla 1. Técnicas Respirométricas más utilizadas**

<b>Técnica</b>	<b>Método</b>	<b>Principio</b>	<b>Ventajas</b>	<b>Limitantes</b>	<b>Referencias</b>
Producción de CO <sub>2</sub>	WARBURG	El O <sub>2</sub> consumido se mide con respecto al tiempo de disminución de la presión en el recipiente hermético, con temperatura y volumen constante	Aplicable a diferentes tipos de muestra	Presencia de pequeñas zonas anaerobias que influyen en la medición de CO <sub>2</sub>	Wagly y Tyrrel (2009)  Pérez (2008)
Consumo de O <sub>2</sub>	SOUR	Determina el máximo consumo de O <sub>2</sub> debido a la degradación de la sustancia orgánica fácilmente oxidable en condiciones óptimas de pH y nutrientes	Fácil operación, rapidez y mediano nivel de cualificación para su utilización. Mayor sensibilidad en comparación con la respirometría en seco	Escasa cantidad de muestra que debe ser representativa de un gran volumen. Posibles errores introducidos por la nitrificación	Lasaridi y Stentiford (1998)  Pérez (2008)
Consumo de O <sub>2</sub>	Índice Respirométrico – IR	Se refiere a un total de contenido de materia orgánica que se calcula a partir de la pendiente en un segmento lineal en el gráfico de O <sub>2</sub> (%) frente al tiempo	Más sensibles a los cambios de temperatura y variaciones en la composición del material, proporcionando más información representativa de la actividad metabólica real del proceso	Cuando la temperatura de proceso cae por debajo de las condiciones mesófilas óptimas, no se logra indicar el potencial de la actividad metabólica del material.	Barrena et al (2004)
Consumo de O <sub>2</sub>	Autocalentamiento	Utiliza la temperatura generada en el proceso como indicador directo de biodegradabilidad	Menos complicado, más económico y más apropiado que la Respirométricas basada en el consumo de O <sub>2</sub> . Permite analizar muestras con mayor cantidad de material para mayor representatividad	No muestra precisión durante las primeras fases del proceso	Barrena (2006)

Consumo de O <sub>2</sub>	Disminución de la concentración de OD en el tiempo	Cuantifica la tasa de consumo de O <sub>2</sub> a través de la regresión lineal obtenida de la variación de OD en un reactor durante un periodo de tiempo	Método sencillo que ofrece resultados que pueden ser utilizados para el control del sistema	Se requiere hacer mediciones de manera frecuente	van Hayel y Marais (1999)
Consumo de O <sub>2</sub>	Electrolítico SAPROMAT	A medida que los microorganismos consumen el oxígeno, se produce una disminución de presión, con lo que se activa la célula electrolítica trato de mantener la presión constante. La cantidad de oxígeno liberado en la electrólisis es proporcional a la cantidad de energía eléctrica que ha sido necesaria	El suministro de gas no es continuo ya que solo se suministra a medida que se consume el oxígeno	La prueba de respiración se realiza sobre una fracción de la muestra que representa solo a la fracción inferior a 10 mm	Pérez (2008)

Fuente: Lasaridi and Stentiford (1998), Barrena et al. (2005), Soto and Zambrano (2014)

La importancia de la utilización de las técnicas respirométricas durante el proceso, se debe a que este parámetro puede ser utilizado como un indicador directo de la actividad microbiológica de un material, debido a que el consumo de oxígeno durante el compostaje está determinado por la tasa de degradación del sustrato y el crecimiento de la biomasa.

De acuerdo con lo anterior, Barrena et al. (2013) menciona que la respirometría puede ser utilizada para clasificar la biodegradabilidad de los residuos orgánicos en tres categorías principales: 1) residuos de alta biodegradabilidad (actividad respirométrica superior a 5 gO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup>MOh<sup>-1</sup>); 2) residuos de biodegradabilidad moderada (actividad respirométrica entre 2 y 5 gO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup>MOh<sup>-1</sup>) y 3) residuos de biodegradabilidad baja (actividad respirométrica por debajo de 2 gO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup>MOh<sup>-1</sup>) como se muestra en la Figura 3.

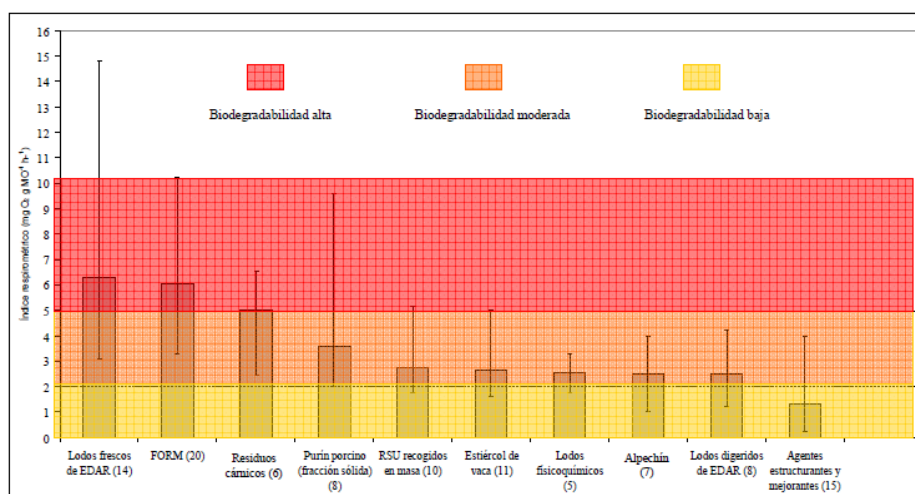


Figura 3. Valores del índice respirométrico para diferentes tipos de residuos. Tomado de: Barrena et al. (2013)

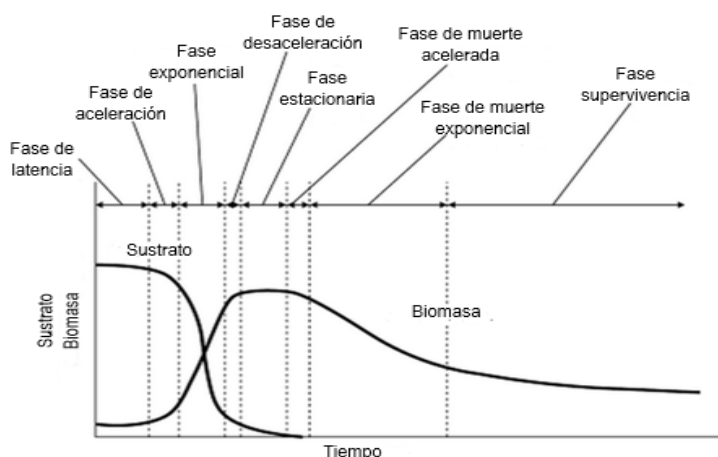
Investigadores como Oviedo et al. (2014b) encontraron que en BOM de alta biodegradabilidad se produjo una mayor actividad respirométrica, relacionada con el rápido inicio del proceso debido a la presencia de fracciones fácilmente biodegradables; así como también que a escala real una mayor tasa de aireación conduce una mayor tasa de degradación y que el incremento en la frecuencia de volteo de las pilas de compostaje de BOM permitió mejores condiciones de proceso que se reflejó en las mayores tasas de degradación de la materia orgánica y en la disminución en la duración de las fases mesofílica, termofílica y de enfriamiento del proceso en un 80%.

### 5.3.3 Dinámica del crecimiento bacteriano y la tasa de utilización de sustrato

El rendimiento de los procesos biológicos utilizados para el tratamiento de los BOM depende de la dinámica de la utilización del sustrato y el crecimiento microbiano. La efectiva comprensión de las condiciones ambientales, el efecto de la utilización de sustratos y tasa de crecimiento microbiano permitirá controlar otras condiciones tales como el pH y los nutrientes, con el fin de proporcionar un tratamiento eficaz (Metcalfe and Eddy, 2003).

En los procesos biológicos microbianos, los microorganismos utilizan el sustrato para apoyar su propia reproducción y para convertir el sustrato en producto(s); a medida que crecen los microorganismos, una porción del sustrato se convierte en nuevas células, y otra porción del sustrato se oxida para obtener energía (Cheng, 2010), tanto la tasa de crecimiento bacteriano como de la utilización del sustrato son controlados por algún sustrato limitante.

En la Figura 4 se expone la dinámica de crecimiento bacteriano en función de la utilización de sustrato, destacando cuatro fases importantes.



**Figura 4.** Crecimiento bacteriano y utilización de sustrato en función del tiempo. Tomado de: Cheng (2010)

### 5.3.4 Disponibilidad de nutrientes

Los microorganismos implicados en el proceso de biodegradación aerobia de BOM necesitan que una serie de nutrientes específicos se encuentren en una forma química disponible y a concentraciones adecuadas que les permitan una fácil asimilación de los mismos; algunos de estos nutrientes, son requeridos en mayor cantidad (macronutrientes) como el carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), así mismo, los micronutrientes, a pesar de ser utilizados en proporciones mínimas son igualmente indispensables para el metabolismo, puesto que tienen un papel importante en la asimilación adecuada del resto de nutrientes, así como en la síntesis de las enzimas y en los mecanismos de transporte intra y extracelular (Miyatake and Iwabuchi, 2006), entre estos micronutrientes encontramos el boro, calcio, cloro, cobalto, cobre, hierro, magnesio, manganeso, molibdeno, selenio, sodio y zinc (Márquez et al., 2008).

La composición de nutrientes depende y varía de acuerdo a la procedencia del sustrato a utilizar en el proceso de biodegradación aerobia (Soliva, 2001, Madigan et al., 2004, Kulikowska and Gusiati, 2015); siendo así como para el caso de los BOM, generalmente se alcanzan un alto contenido nutricional que

propicia un adecuado metabolismo de los microorganismos en cada una de las diferentes etapas del proceso, sin embargo cuando las condiciones de disponibilidad de nutrientes no se consideren óptimas, es posible utilizar algunos elementos que sustituyan las deficiencias nutricionales encontradas en el sustrato original, hasta alcanzar los niveles tolerables de los nutrientes requeridos; no obstante, es importante mencionar también que de acuerdo con Márquez *et al.* (2008) cantidades mayores a las estrictamente necesarias podrían ser tóxicas para los microorganismos.

### 5.3.5 Relación Carbono:Nitrógeno:Fósforo

De acuerdo con Kulikowska and Gusiati (2015) la relación C:N:P es después de la disponibilidad de oxígeno, el factor que tiene el mayor efecto sobre el proceso de biodegradabilidad aerobia, ya que el carbono y el nitrógeno son los principales nutrientes involucrados en dicho proceso e influyen en las condiciones de inicio, su cinética y el desarrollo de cada una de sus etapas.

El carbono es necesario para la síntesis celular y durante el metabolismo bacteriano el carbono es oxidado para la producción de energía y anhídrido carbónico, por lo que es el elemento que debe estar presente en mayor cantidad puesto que constituye el 50% de las células de los microorganismos y el 25% del anhídrido carbónico que se desprende en la respiración; de igual forma, el nitrógeno es un elemento esencial para la reproducción celular debido a la naturaleza proteica del protoplasma; se ha demostrado que la calidad de un compost como fertilizante está directamente relacionada con su contenido de N (Márquez *et al.*, 2008); por su parte de acuerdo con Marmolejo (2011) la presencia de un adecuado contenido de P facilita los procesos metabólicos esenciales como el crecimiento, la síntesis celular y requerimientos de energía.

Kulikowska and Gusiati (2015) reportaron la relación óptima de 20 - 30 para el compostaje rápido, Haug (1993) y Kumar *et al.* (2010) recomiendan mantener la relación C/N a 25 - 30, mientras que Soliva (2001) y Díaz *et al.* (2002) mencionan que la relación óptima al inicio del proceso debe estar entre 25 y 35, ya que los microorganismos consumen de 15 a 30 partes de carbono por cada parte de nitrógeno y una relación superior a estos valores retarda la descomposición de la materia orgánica, mientras que una relación inferior a la óptima conduce a pérdidas de nitrógeno excesivas.

Sin embargo, para que el proceso de biodegradabilidad se desarrolle correctamente es más importante conseguir un equilibrio entre estos nutrientes que un determinado contenido de ellos (Soliva, 2001), ya que con una alta relación C:N:P la biodegradación tiende a ralentizarse puesto que se genera un exceso de sustrato degradable para los microorganismos; por el contrario, si existe una relación baja, se desencadena un acelerado crecimiento bacteriano, sin embargo, de acuerdo con Gao *et al.* (2010) las bajas relaciones de C:N:P se pueden corregir mediante la adición de un agente de carga.

Márquez *et al.* (2008) menciona que la relación C/P óptima para el proceso de biodegradabilidad aerobia es entre 75 y 150, mientras que la relación N/P debe estar entre 5 y 20.

### 5.3.6 pH

El pH es un parámetro que varía con el tiempo durante el proceso de compostaje debido a su acción sobre los microorganismos, por lo que se convierte en una medida de vital importancia para evaluar el ambiente microbiano y la estabilización del sustrato (Zamora, 2007), puesto que además condiciona la presencia de los microorganismos en el proceso y de ser extremo puede resultar un impedimento para su cinética, dificultando su puesta en marcha, el tipo de reacciones y la velocidad de las mismas (Soliva, 2001). Usualmente valores de pH cercanos a 7 unidades permiten conseguir al inicio del proceso una población microbiana lo más variada posible, ya que, a pesar de que los sustratos orgánicos pueden procesarse con un rango amplio entre 3,0 y 11,0 unidades (Tumuhairwe *et al.*, 2009), según De Bertoldi *et al.* (1983) el rango óptimo para el proceso se presenta entre 5,5 y 8,0 unidades. De acuerdo con Tumuhairwe *et al.* (2009) una condición ácida (pH menores a 6,0 unidades) reduce la actividad biológica, mientras que un pH alto es asociado con la amonificación.

## 6 OBJETIVOS

### General

- Evaluar a escala de laboratorio la influencia de factores operacionales (oxígeno disuelto) y ambientales (nutrientes) sobre la biodegradabilidad aerobia de los biorresiduos de origen municipal - BOM.

### Específicos

- Evaluar la influencia de la concentración de oxígeno disuelto en el proceso de biodegradabilidad aerobia de los BOM.
- Determinar la influencia de los nutrientes sobre el proceso de biodegradabilidad aerobia de los BOM.

## 7 MATERIALES Y METODOS

El trabajo de investigación se desarrolló en las fases que se mencionan a continuación:

- Muestreo, acondicionamiento y caracterización de los BOM.
- Ensayo 1: Evaluación de la influencia de la concentración de OD en el proceso de biodegradabilidad aerobia.
- Ensayo 2: Evaluación de la influencia de los nutrientes en el proceso de biodegradabilidad aerobia.

### 7.1 Ubicación experimental

Los ensayos se desarrollaron en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la Universidad del Valle, Sede Meléndez, el cual se encuentra a una altitud de 970 m.s.n.m y una temperatura promedio de 23.6 °C.

### 7.2 Descripción del sustrato

El Sustrato utilizado fue validado para que sus características fisicoquímicas correspondieran a BOM provenientes de un municipio que cuenta con separación en la fuente y recolección selectiva, características que de acuerdo con Marmolejo (2011) mejoran las condiciones del sustrato para su proceso de transformación a compuestos inocuos mediante el proceso aerobio de compostaje, reduciendo el tiempo requerido para llegar a la fase de enfriamiento y generando significativas diferencias tanto en la calidad fisicoquímica como microbiológica del producto resultante.

La caracterización inicial de los BOM se llevó a cabo a partir del muestreo y la medición de los parámetros que se relacionan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Parámetros definidos para la caracterización inicial de BOM

Parámetro	Método
pH	NTC 5167
Alcalinidad Total	2320B - SM
Sólidos Totales	2540B-SM
Sólidos Volátiles	2540E-SM
Demanda Química de Oxígeno - DQO	5220B – SM
Demanda Química de Oxígeno Filtrada- DQO <sub>f</sub>	5220B – SM
Demanda Biológica de Oxígeno -DBO <sub>5</sub>	NTC 5167
Potasio (K)	NTC 202
Fósforo (P- Total)	NTC 234
Nitrógeno (N - Total)	NTC 5167
Carbono Orgánico Total-COT	NTC 5167
Relación C/N	-
Relación DQO:N/P	-
Proteínas	Análisis proximal
Carbohidratos	Análisis proximal
Celulosa	Gravimétrico
Lignina	5550B-SM

Para la realización de los ensayos el sustrato tuvo un pretratamiento que consistió en la dilución de BOM en agua destilada en una proporción 30:70 respectivamente y su posterior trituración a través de un procesador comercial de alimentos CB15 Waring Comercial (Figura 5) a una velocidad de 18000 RPM durante un minuto (sustrato en fase acuosa), con el objetivo de alcanzar un tamaño de partícula beneficiara el proceso de biodegradación al aumentar la superficie específica disponible del sustrato y que favoreciera los procesos de transformación biológica (Díaz et al., 2002, Parra, 2014).



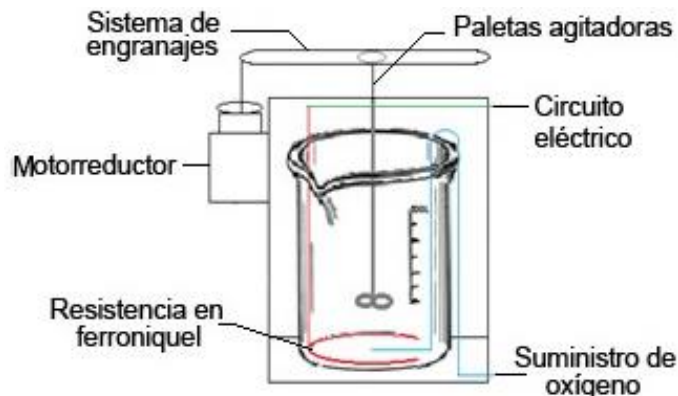


**Figura 5.** Acondicionamiento de los BOM

De acuerdo con lo señalado por Soto and Zambrano (2014), el pH inicial del sustrato debe encontrarse en un rango de 7 a 8 unidades para mejorar la eficiencia de transformación de la materia orgánica, razón por la que una vez preparado el sustrato y teniendo en cuenta que el pH del mismo variaba entre 5,24 y 5,32 unidades, se empleó un modificador de pH alcalino (Hidróxido de Sodio 50% de pureza) con el fin de conseguir la neutralización del pH y garantizar un pH inicial igual para cada uno de los reactores.

### 7.3 Configuración experimental

El proceso biológico aerobio de compostaje se simuló a escala de laboratorio por medio de dos ensayos, que contaron con un bloque de cinco reactores batch para el ensayo 1 y tres reactores batch para el ensayo 2, cada uno con sus respectivas réplicas. Los reactores utilizados estaban fabricados en vidrio borosilicato pyrex, con un volumen total de 5 L y un volumen útil de 4,2 L (Figura 6), a cada uno de éstos se le garantizó una agitación homogénea (reactor completamente mezclado) a través de una paleta de doble hélice fabricada en aluminio e impulsadas mediante sistema de engranajes por un motorreductor de 1,3 amperios que permitió mantener una velocidad de mezcla constante. Para garantizar el suministro de oxígeno al sistema cada uno de los reactores contó con un regulador de flujo de válvula que se conectó a las mangueras por las cuales se suministraba el aire proveniente de un compresor Discovery de 3 HP.



**Figura 6.** Configuración experimental para un reactor

El montaje experimental contó también con un circuito eléctrico en paralelo, construido con resistencias de ferroníquel de calibre 25 y controlados por Dimers en estado sólido de 25 amperios (Figura 7), que permitieron simular los rangos de temperatura durante las etapas mesofílica, termofílica y de enfriamiento en cada uno de los reactores, de acuerdo con los rangos de temperatura sugeridos para condiciones de laboratorio por autores como Chiumenti et al. (2005), Pérez (2008) y Barrena et al. (2013). La Tabla 3 sintetiza las características de las tres etapas estudiadas del proceso de biodegradabilidad aerobia de biorresiduos. Los ensayos tuvieron una duración total de 240 horas.

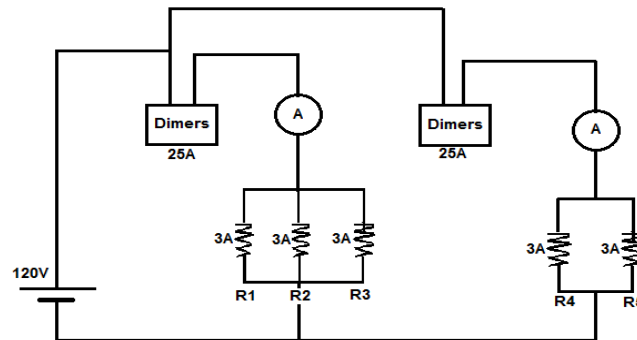


Figura 7. Esquema del circuito eléctrico de las resistencias en los reactores

Tabla 3. Periodos de tiempo y rangos de temperatura para la simulación de las etapas estudiadas

Etapas	Periodos de tiempo (Horas)	Rangos de temperatura (°C)
Mesofílica	0 a 48 horas	26 a 40 °C
Termofílica	48 a 144 horas	40 a 70 °C
Enfriamiento	144 a 240 horas	40 a 26 °C

Por su parte, el seguimiento de las condiciones operacionales en el proceso se llevó a cabo a partir de la medición y determinación de las diferentes variables en cada una de las etapas estudiadas, tal como se señala en la Tabla 4.

Tabla 4. Variables de control y respuesta para el seguimiento y control del sistema

Variables	Unidades	Tipo de variable	Método	Frecuencia
pH	Unidades	Control	Medición directa	Cada 24 horas
Temperatura	°C	Control	Medición directa	Cada 24 horas
DQO total	mg.L <sup>-1</sup>	Respuesta	Medición directa	Cada 24 horas
Oxígeno disuelto (OD)	mg.L <sup>-1</sup>	Control	Medición directa	Cada 24 horas
Tasa de consumo de O <sub>2</sub>	mg.L <sup>-1</sup> /d	Respuesta	Disminución secuencial de OD en el tiempo	Cada 24 horas
Tasa de degradación de sustrato (DQO)	mg.L <sup>-1</sup> /d	Respuesta	Método diferencial	Cada 24 horas
Tasa de crecimiento bacteriano	mg.L <sup>-1</sup> /d	Respuesta	Medición de la concentración de SV	Cada 24 horas

#### 7.4 Influencia del OD en el proceso

Con el objetivo de evaluar la influencia de la concentración de OD en el proceso de biodegradabilidad aerobia de BOM, el ensayo 1 que se realizó sin adición de nutrientes, contó con cinco reactores (por duplicado) con iguales características de sustrato, temperatura y pH inicial, pero con diferentes concentraciones de OD las cuales fueron definidas de acuerdo con la literatura para procesos biológicos aerobios (Metcalf and Eddy, 2003); siendo así como se evaluaron concentraciones de 1,0 mg/L, 1,5 mg/L, 2,0mg/L y 2,5mg/L en R2, R3, R4 y R5 respectivamente (Ver Figura 8), además del control (R1) al que no se le suministró aireación, por lo que contó con una concentración de OD menor a 0,5 mg/L resultante de la aireación natural y la provocada por la agitación de las paletas.



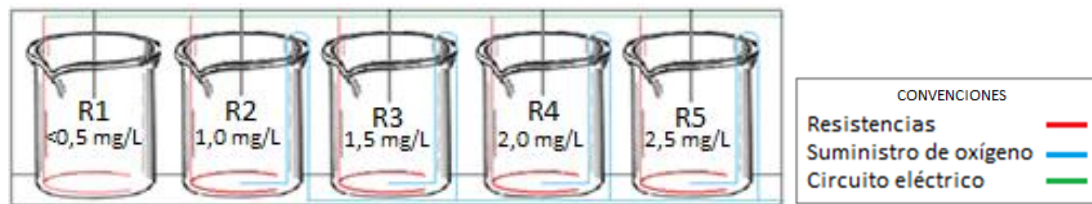


Figura 8. Configuración experimental utilizada para el ensayo 1.

### 7.5 Influencia de los nutrientes en el proceso

Con el objetivo de evaluar la influencia de los nutrientes en el proceso de biodegradabilidad aerobia de BOM, para el ensayo 2 también se utilizó el diseño por bloques, en donde cada bloque tenía un total de tres reactores con su respectivo duplicado, pero a diferencia del ensayo 1, se adicionó la solución de nutrientes (1mL de solución de macro y micro nutrientes por cada litro de sustrato en fase acuosa) descrita en la Tabla 5 de acuerdo con lo recomendado por Field (1987). Los tres reactores utilizados para este ensayo contaban con iguales características de sustrato, temperatura, nutrientes y pH inicial y con tres diferentes concentraciones de OD, seleccionadas a partir de los resultados obtenidos en el ensayo 1, de acuerdo con lo que, a R2 y R3 se les suministró concentraciones de OD de 2,0 y 2,5 mg/L respectivamente por ser las concentraciones que arrojaron mejores resultados, mientras que R1 correspondió al control (al que no se le suministró oxígeno, pero contó con una concentración de OD menor a 0,5 mg/L resultante de la aireación natural y la provocada por la agitación de las paletas). La Figura 9 muestra el esquema de la configuración experimental utilizada para el ensayo 2.

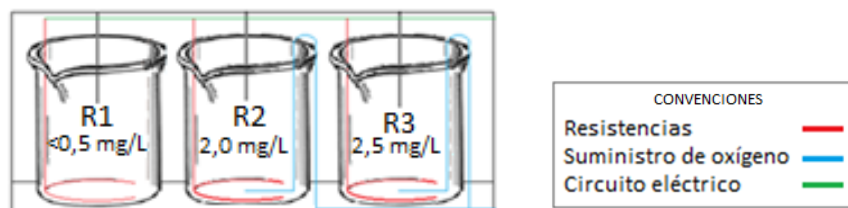


Figura 9. Configuración experimental utilizada para el ensayo 2.

Tabla 5. Composición de la solución de nutrientes

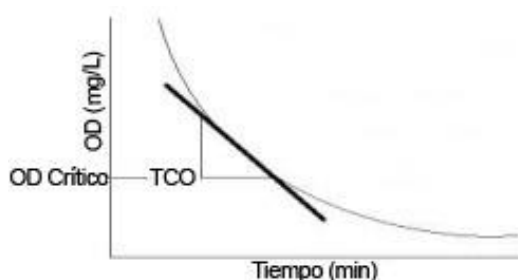
Solución	Compuesto	Unidades	Concentración
MACRONUTRIENTES	NH <sub>4</sub> Cl	g. L <sup>-1</sup>	170
	NaHCO <sub>3</sub>	mg. L <sup>-1</sup>	1000
	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	g. L <sup>-1</sup>	37
	MgSO <sub>4</sub> .4H <sub>2</sub> O	g. L <sup>-1</sup>	9
	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	g. L <sup>-1</sup>	8
	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	2000
	ZnCl <sub>2</sub>	mg. L <sup>-1</sup>	50
	CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	30
	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	500

Continuación de la Tabla 5. Composición de la solución de nutrientes

Solución	Compuesto	Unidades	Concentración
MICRONUTRIENTES	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	90
	AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	50
	CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	2000
	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	50
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	mg. L <sup>-1</sup>	50
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub> .5H <sub>2</sub> O	mg. L <sup>-1</sup>	100
	EDTA	mg. L <sup>-1</sup>	1000

## 7.6 Determinación de TCO, TUS y TCB

Con el objetivo de analizar de manera más precisa la influencia de los dos factores evaluados (oxígeno disuelto y nutrientes) sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM, se determinaron durante los dos ensayos la cinética de consumo de oxígeno, de degradación o utilización del sustrato y de crecimiento bacteriano. La TCO se determinó a partir de pruebas puntuales que se realizaron diariamente durante el desarrollo de cada uno de los ensayos, mediante el método de disminución de la concentración de OD en el tiempo (Van Haandel and Marais, 1999), para lo cual se suspendió el suministro de oxígeno en cada reactor y se registró la disminución secuencial del mismo en intervalos de 5 segundos hasta obtener la concentración de OD crítica para cada caso. A partir de los valores registrados, éstos se graficaron en función del tiempo y con ello se determinó el modelo que mejor se ajustó al comportamiento de los datos. Lo anterior permitió calcular la TCO como la pendiente de la recta ajustada obtenido para cada uno de los reactores por cada día de ensayo (Figura 10), en todos los casos la correlación lineal de los datos fue mayor a 0,9 ( $r^2 > 0,9$ ).



**Figura 10.** Comportamiento típico de la disminución secuencial del OD en el tiempo. Tomado de: (Van Haandel and Marais, 1999)

La TUS se determinó empleando el método cinético diferencial a partir de la linealización de la curva de sustrato, medida en términos de  $DQO_{(T)}$ , para lo cual se estimó la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica presente en el sustrato en fase líquida. La aplicación del método cinético diferencial permitió identificar el tipo de orden de reacción y con ello encontrar la correspondiente constante (K) cinética (Fogler, 2001). Este mismo método cinético diferencial fue utilizado para determinar la TCB en términos de sólidos volátiles.

Para la determinación del orden de reacción de cinética se utilizó la Ecuación 2.

$$\frac{dC}{dt} = -KC \quad \text{Ec. 2}$$

Donde:

C: DQO (mg/L) para TUS ó SV (mg/L) para TCB

k: Constante de velocidad (s-1)

t: Duración del ensayo

## 7.7 Análisis estadístico

Con el objetivo de determinar si existían diferencias significativas en la disminución de la  $DQO_{(T)}$ , se empleó un Modelo Lineal Mixto (Ecuación 3) (Verbeke and Molenberghs, 2009) el cual considera que se realizaron varias mediciones sobre cada uno de los reactores a través del tiempo. Así mismo, para identificar las cantidades de OD entre las cuales existen diferencias, se llevó a cabo la prueba de comparación múltiple de Tukey (Tukey, 1985, Bretz et al., 2010) a un nivel de significancia del 5%.

$$\log(DQO)_{ij} = \alpha_0 + \alpha_i \cdot \text{Tratamiento} + \beta_j \cdot \text{Tiempo} + \epsilon_{ij} \quad \text{Ec. 3}$$

Por su parte, con la finalidad de determinar si existían diferencias significativas entre los tratamientos en presencia y ausencia de nutrientes, teniendo en cuenta las cantidades de OD en cuanto a la remoción de DQO en el tiempo, se empleó un Modelo Lineal Mixto (Laird and Ware, 1982) el cual considera que se realizaron varias mediciones sobre cada uno de los reactores a través del tiempo. Este modelo considera las variables: Nutrientes (Con y Sin), Oxígeno Disuelto ( $OD_0$ ,  $OD_2$  y  $OD_{2.5}$ ), Tiempo (horas) y como variable dependiente la cantidad de DQO en términos logarítmicos con la finalidad de validar correctamente los supuestos en los cuales se basa la metodología empleada. De esta forma el modelo queda planteado como:

$$\log(DQO)_i = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \text{Nutrientes} + \alpha_2 \cdot OD + \alpha_3 \cdot \text{Nutrientes} * OD + \alpha_4 \cdot \text{Tiempo} + \beta_{0i} + \beta_{1i} \cdot \text{Tiempo} + \epsilon_i \quad \text{Ec. 4}$$

Donde,  $\alpha$  hace referencia a los efectos fijos y  $\beta_i$  hace referencia al efecto aleatorio debido al comportamiento propio de cada reactor.

## 8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 8.1 Caracterización de BOM

En la Tabla 6 se presentan los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica realizadas a un total de cuatro muestras de los BOM utilizados como sustrato.

**Tabla 6.** Características fisicoquímicas del BOM

Parámetro	Valor	Desv. Estándar	Unidad
pH sin acondicionar el sustrato	5,28	$\pm 0,04$	Unidades
Alcalinidad Total	4211,27	$\pm 6,52$	mg/L
Sólidos Totales	58701,00	$\pm 216,47$	mg/L
Sólidos Volátiles	54619,00	$\pm 186,26$	mg/L
Relación SV/ST	0,93	-	-
Demanda Química de Oxígeno - DQO	82050,00	$\pm 378,8$	mg/L
Demanda Química de Oxígeno Filtrada- DQO <sub>f</sub>	20528,91	$\pm 1,05$	mg/L
Relación DQO <sub>f</sub> /DQO	0,25	-	-
Demanda Biológica de Oxígeno - DBO <sub>5</sub>	72394,25	$\pm 0,05$	mg/L
Potasio (K)	1,20	$\pm 0,21$	%
Fósforo (P- Total)	0,39	$\pm 0,44$	%
Nitrógeno (N)	1,74	$\pm 0,52$	%
Carbono Orgánico Total-COT	18,49	$\pm 15,57$	%
Relación C/N	20,48	-	-
Relación DQO:N/P	100:2,1:0,53	-	-
Proteínas	4,97	$\pm 0,11$	%
Carbohidratos	9,74	$\pm 0,11$	%
Celulosa	0,45	$\pm 0,98$	%
Lignina	1,59	$\pm 0,88$	%

\*Resultados reportados en Base Húmeda

De acuerdo con los resultados consignados en la Tabla 6, el pH del sustrato original es ligeramente ácido, lo cual de acuerdo con [Marmolejo \(2011\)](#) se puede deber principalmente al proceso de fermentación que tuvo lugar previamente durante el periodo de almacenamiento; consecuente con lo anterior, se tiene que el valor reportado para alcalinidad total evidencia la necesidad de acondicionar los BOM con un alcalinizante que aporte la capacidad buffer necesaria para llevar el sustrato hasta la neutralidad y favorecer con ello el proceso de biodegradabilidad aerobia ([Soto y Zambrano \(2014\)](#)), puesto que inicialmente se debe contar con una alcalinidad lo suficientemente alta para favorecer la nitrificación ([Cáceres et al., 2006](#)).

La relación SV/ST es cercana a la reportada por [Parra et al. \(2014\)](#) para BOM similares y de acuerdo con este autor infiere un alto contenido de materia orgánica.

Los valores reportados para DBO<sub>5</sub> y SV coinciden con los reportados por [Parra \(2014\)](#) para este mismo tipo de residuos y evidencian el elevando contenido de materia orgánica de los BOM utilizados como sustrato, ya que estos parámetros están asociados a la composición física de los mismos. Así mismo, de acuerdo con [Parra \(2014\)](#) valor reportado para la relación DQO<sub>f</sub>/DQO (0,25) indica la presencia de material particulado que también puede influir sobre la etapa de hidrólisis de la materia orgánica.

El contenido de P es mínimo, ya que se encuentra por debajo del rango establecido por [Zamora \(2007\)](#) como bajo (0,5 y 1%), lo que se puede deber a una menor presencia de vegetales y leguminosas en los BOM; el bajo contenido de P de acuerdo con [Marmolejo \(2011\)](#) muestra la necesidad de realizar acondicionamiento del sustrato antes de iniciar el proceso de biodegradación, ya que la presencia de este

nutriente facilita los procesos metabólicos esenciales como el crecimiento, la síntesis celular y requerimientos de energía (Parra, 2014) .

Por su parte, el contenido de K se encuentra por encima del valor establecido para concentración alta (>0,3%) (Zamora, 2007), lo que puede estar ligado con una alta presencia de cáscaras de plátano en los BOM (Oviedo *et al.*, 2013); sin embargo de acuerdo con Marmolejo (2011) en los procesos de biodegradabilidad aerobia, el Potasio se requiere en cantidades mucho menores que el Carbono, Nitrógeno y Fósforo.

Además de lo anterior, la clasificación realizada por Zamora (2007) señala la presencia de un contenido medio de nitrógeno (entre el 1,5 y 3%), lo que puede restringir el potencial de biodegradación del sustrato, ya que el N es un factor limitante por ser un componente de las proteínas, ácidos nucleídos, aminoácidos, enzimas y co-enzimas necesarias para el crecimiento celular y el funcionamiento (Tuomela *et al.*, 2000).

De igual forma, el contenido de carbono es menor al reportado para BOM similares en investigaciones anteriores (Parra, 2014), sin embargo se encuentra en un rango de contenido medio de acuerdo con Zamora (2007). El C es junto con el nitrógeno el nutriente que se necesita en mayor cantidad durante los procesos de biodegradación (Barrena, 2006), ya que este es usado por los microorganismos como fuente de energía y es fundamental para estructuras celulares como la pared y el protoplasma (Marmolejo, 2011).

La relación C/N inicial se encuentra por debajo de la relación óptima inicial reportada por autores como Haug (1993), Soliva (2001), Diaz *et al.* (2002) y Kumar *et al.* (2010) entre otros, que recomiendan mantener la relación inicial de C/N de 25 a 35, sin embargo, se encuentra dentro del valor mínimo establecido por Kulikowska and Gusiatin (2015) que reportaron una relación optima entre 20 y 30 para procesos de biodegradabilidad rápida. Además de lo anterior, los valores reportados para proteínas y celulosa se esperó que fueran utilizados por los microorganismos durante el proceso de degradación como fuentes adicionales de C y N.

La relación C/P se encuentra por debajo del rango establecido como óptimo por Márquez *et al.* (2008) (entre 75 y 150) para el inicio del compostaje, de igual forma, la relación N/P se encuentra por debajo aunque mucho más cercano al rango recomendado por la literatura (entre 5 y 20) Márquez *et al.* (2008), lo que es resultado del deficiente contenido de nitrógeno en el sustrato inicial.

Se presenta además, un alto contenido de proteínas de acuerdo con lo reportado por (Parra *et al.*, 2014), valor puede estar relacionado con la presencia de frijoles y de lentejas en los BOM. En cuanto al contenido de carbohidratos, se encontraron en niveles similares a los reportados por Cheng (2010) para este tipo de residuos.

El contenido de Lignina y Celulosa de los BOM es bajo de acuerdo con lo reportado por Komilis and Ham (2003), situación que se puede deber a una adecuada separación en la fuente, ya que estos elementos se relacionan con la presencia de papel, pañales desechables y residuos de poda (Delfin and Durán, 2003). El bajo contenido de lignina en el sustrato puede ser un factor positivo ya que la lignina es inhibitoria en procesos de descomposición biológica, puesto que se encuentra presente entre fibrillas de celulosa, disminuyendo el área de superficie disponible e impidiendo el acceso a la celulosa relativamente fácilmente degradable por los microorganismos (Komilis and Ham, 2003); razón por la que autores como Torres *et al.* (2008) utilizan el contenido de lignina para estimar la fracción biodegradable de un residuo, de acuerdo con lo cual, a mayor contenido de lignina, menor es la fracción biodegradable del mismo.

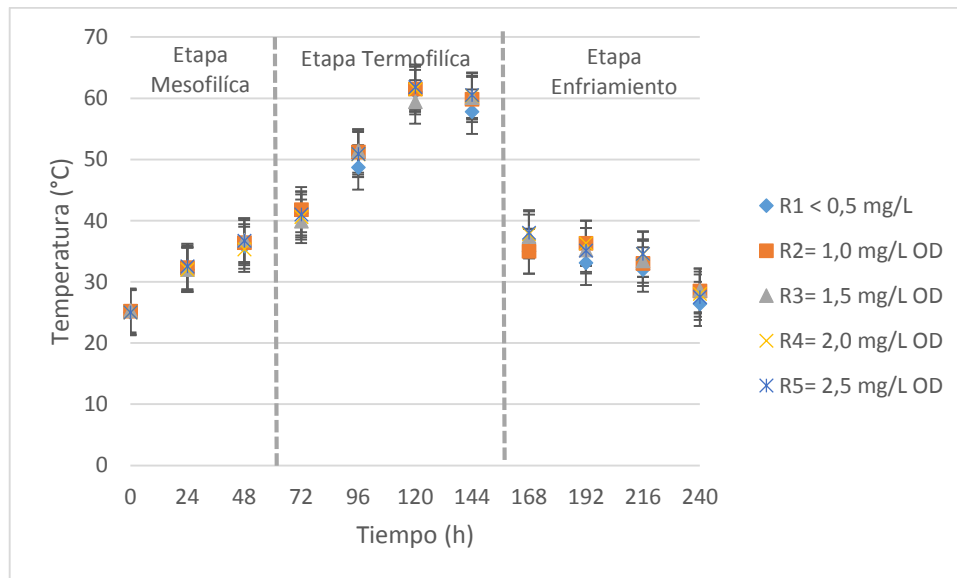
## 8.2 Monitoreo del proceso

A continuación se presentan los resultados obtenidos para las variables monitoreadas en el proceso de biodegradación aerobia de BOM, durante los dos ensayos realizados.

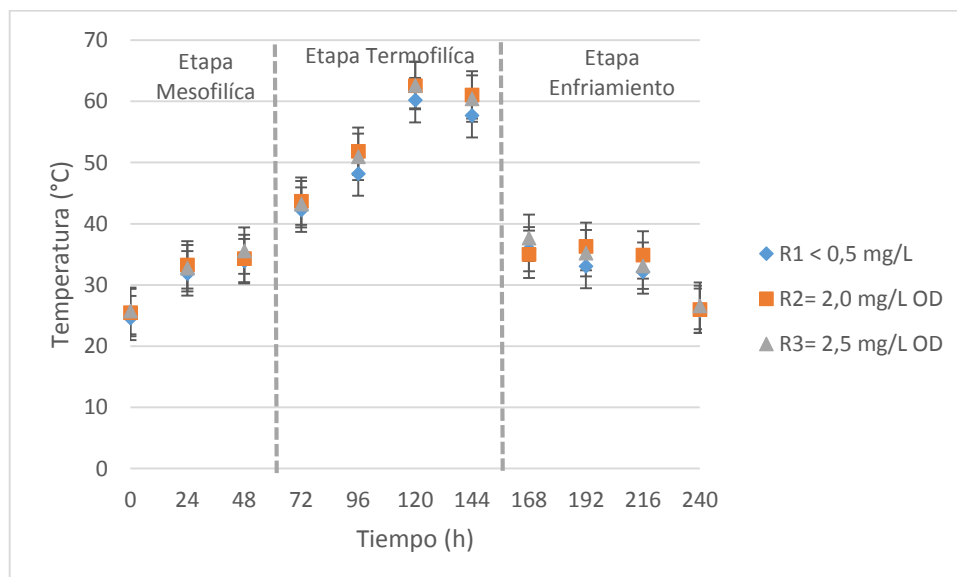
### 8.2.1 Temperatura

Las Figuras 11 y 12 muestran el comportamiento de la temperatura durante los ensayos 1 y 2 respectivamente, obteniendo para ambos casos una desviación estándar menor a  $\pm 2,0^{\circ}\text{C}$  con respecto a

las réplicas realizadas; donde es posible observar que, de acuerdo con los rangos de temperatura correspondientes a cada una de las etapas del metabolismo bacteriano, fue posible presenciar tres de las cuatro etapas del proceso de biodegradabilidad aerobia, ya que la etapa de maduración no tuvo lugar, puesto que al alcanzar las 240 horas del experimento el sustrato se agotó casi por completo a causa de la degradación biológica, la oxidación provocada por el oxígeno suministrado, el movimiento por burbujeo y la agitación, y la evaporación durante el proceso.



**Figura 11.** Comportamiento de la temperatura durante ensayo 1 sin adición de nutrientes



**Figura 12.** Comportamiento de la temperatura durante el ensayo 2 con adición de nutrientes

En las Figuras 11 y 12 se observan que el comportamiento de la temperatura durante los ensayos para cada uno de los reactores, evidencia similitud con un proceso típico de compostaje a escala real y coherencia con resultados de investigaciones anteriores realizadas por autores como ([Wong et al., 2001](#)), ([Meunchang et al., 2005](#)) y ([Lu et al., 2009](#)).

Para el caso del ensayo 1 (Figura 11), se observa que el proceso llega a la etapa termofílica después de las 48 horas, alcanzando temperaturas óptimas para la biodegradación (50 – 60 °C) desde las 96 y hasta las 144 horas y obteniendo sus picos de temperatura después de las 96 horas con 61; 61,5; 60,1; 61 y 61,8 °C para R1, R2, R3, R4 y R5 respectivamente; para el caso del R1 se observó durante las últimas etapas del proceso menores valores de temperatura, lo que se puede deber a que de acuerdo con [Guo \*et al.\* \(2012\)](#) cuando se suministra una baja tasa de aireación la temperatura sube más lentamente, debido a que bajo estas condiciones se conduce a una tasa de degradación mucho menor y a menores pérdidas de humedad.

Una vez agotados los compuestos fácilmente degradables (entre las 96 y 120 horas), la temperatura empezó a descender gradualmente hasta entrar a la etapa de enfriamiento después de pasadas 144 horas de proceso, coincidiendo con lo reportado por [Guo \*et al.\* \(2012\)](#) y acercarse lentamente a valores de temperatura ambiente al alcanzar las 240 horas.

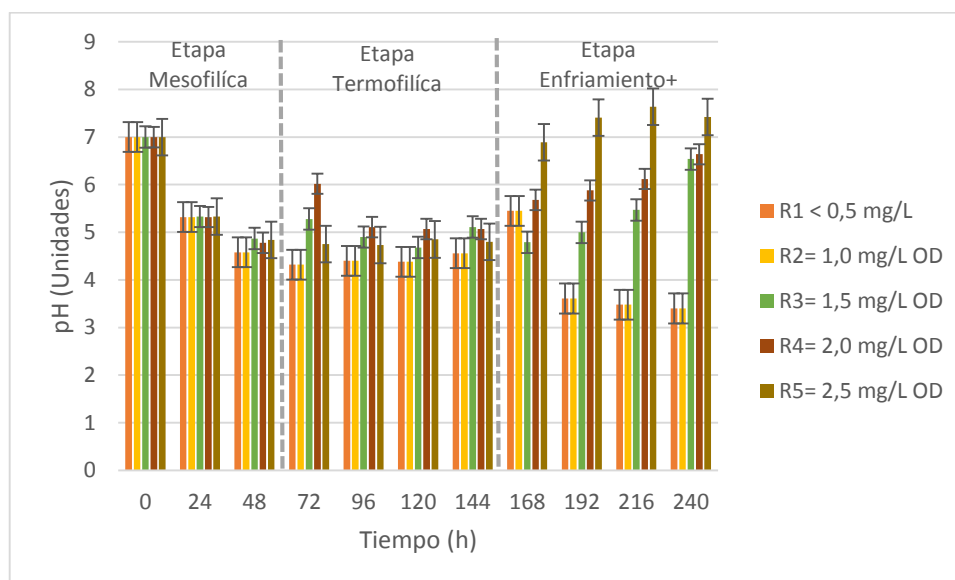
Por su parte, en el ensayo 2 (Figura 12) el proceso inicia su etapa mesofílica a una temperatura ambiente de entre 25°C y 26°C, que aumenta paulatinamente hasta alcanzar los 38°C al acercarse a las 48 de proceso, tiempo desde el que se inicia la etapa termofílica y se alcanzan temperaturas óptimas para la biodegradación (40 – 66°C), posteriormente se presentan picos de temperatura después de las 120 horas con 60,2°C, 62,6°C y 62,7°C para R1, R2 y R3 respectivamente.

En el ensayo 2 además, para R1 se observó durante las dos últimas etapas, temperaturas de entre 4 y 5°C menores a las de R2 y R3 en estas mismas etapas, sin embargo no tan bajas como las observadas en el ensayo 1 para el reactor con esta misma concentración, lo cual puede deberse a que los nutrientes incidieron en el aumento de la actividad microbológica en el mismo, lo que llevó consigo a un pequeño aumento de la temperatura durante la etapa termofílica y de enfriamiento en comparación al ensayo realizado sin adición de nutrientes ([Márquez \*et al.\*, 2008](#)).

Finalmente, pasadas las 144 horas de proceso, la temperatura empezó a descender gradualmente, iniciando así la etapa de enfriamiento, hasta acercarse nuevamente a valores de temperatura ambiente y propiciar las condiciones para el inicio de la estabilización de la materia orgánica.

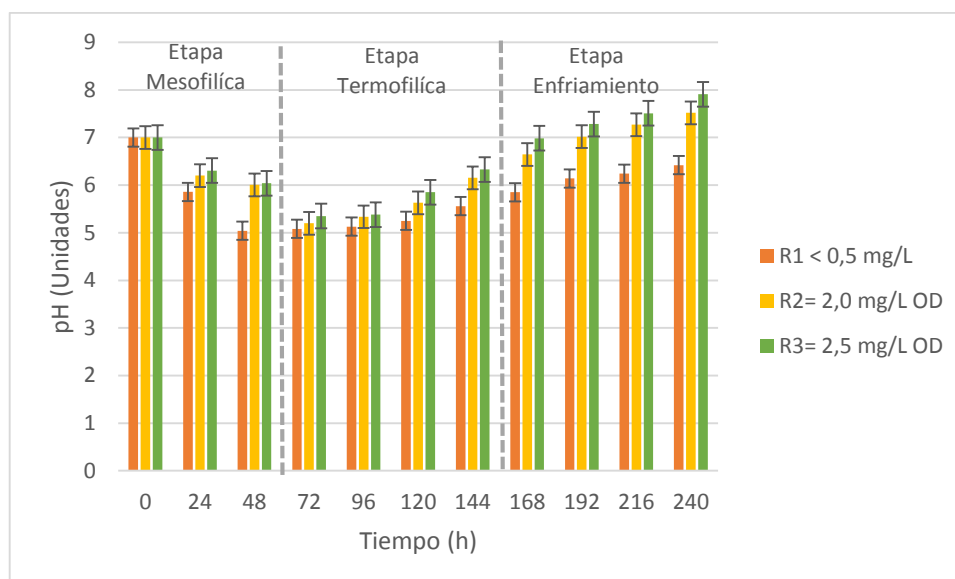
### 8.2.2 pH

En las Figuras 13 y 14 se presenta el comportamiento del pH observado durante los ensayos 1 y 2 respectivamente, con una desviación estándar para todos los casos menor a  $\pm 0,38$  unidades con respecto a las réplicas, de acuerdo con lo cual fue posible evidenciar un comportamiento homólogo al proceso de biodegradabilidad aerobia de acuerdo con lo mencionado por [Sundberg \*et al.\* \(2004\)](#).



**Figura 13.** Comportamiento del pH durante el ensayo 1 sin adición de nutrientes





**Figura 14.** Comportamiento del pH durante el ensayo 2 con adición de nutrientes

Durante los dos ensayos realizados tal como se observa en las Figuras 13 y 14 se presentó una curva típica del pH en el proceso de biodegradación aerobia, en la que se presenta un descenso en la etapa inicial, un aumento en la etapa de máxima actividad y luego se tiende a la estabilización, comportamiento que ha sido reportado por diferentes autores tanto para ensayos de biodegradabilidad aerobia a escala de laboratorio como para escala real de compostaje ([Castrillón et al., 2012](#)).

De acuerdo con lo anterior, para ambos experimentos se observó que el proceso inició con pH cercanos a la neutralidad y que durante la etapa mesofílica (24 a 48 horas) se presentó decaimiento en los valores de pH, situación que se asoció al aumento de las concentraciones de ácidos orgánicos de cadena corta, principalmente ácido láctico y acético ([Nakasaki et al., 1993](#), [Sundberg et al., 2004](#)), como resultado de la degradación de los nutrientes fácilmente biodegradables que constituyen los azúcares y grasas durante la fase inicial de la biodegradación aerobia de biorresiduos ([Smårs et al., 2002](#)).

En el ensayo 1 (Figura 13), al iniciar la etapa termofílica (48 horas) se observa que el pH en todos los casos, se mantuvo ligeramente ácido con valores inferiores a 6,0 unidades, lo que se pudo deber a la presencia de ácidos grasos ([Sundberg et al., 2004](#)), situación que se mantuvo así hasta alcanzar las 144 horas; sin embargo, en el periodo comprendido entre las 144 hasta 216 horas de proceso fue posible observar un rápido aumento en los valores de pH, lo que indica la disminución de los ácidos grasos presentes en el sustrato, así como la transformación del nitrógeno orgánico en nitrógeno de amonio ([Beck-Friis et al., 2001](#)).

Posteriormente, ya en la etapa de enfriamiento y tras alcanzar las 192 horas, se observa para R2, R3, R4 y R5, valores de pH cercanos a 7,0 y 8,0 unidades, lo que se puede asociar a la descomposición de proteínas, amonificación y la liberación de CO<sub>2</sub> ([Oviedo et al., 2014a](#)). De acuerdo con [Sundberg et al. \(2004\)](#) valores de pH cercanos a 8,0 unidades se alcanzan a menudo durante un compostaje exitoso, lo que nos indica que de alcanzar la última etapa del proceso se lograría obtener un material estable como producto de una biodegradación plenamente desarrollada.

Para el caso de R1 (OD < 0,5 mg/L), a partir de las 192 horas se observa en la Figura 13 un decaimiento importante en el pH, lo cual se asocia probablemente a la presencia de zonas anaerobias, ocasionadas por las condiciones de baja oxigenación en las que se encontraba el sustrato ([Guo et al., 2012](#)).

Para el ensayo 2, por su parte en la Figura 14 se observa que el pH presenta un descenso prolongado que va desde las 0 horas (etapa mesofílica) hasta las 96 horas (etapa termofílica) alcanzando valores de pH de 5,1; 5,3 y 5,4 unidades para R1, R2 Y R3 respectivamente; lo que se asocia al la gran cantidad de ácidos orgánicos que se forman como consecuencia de la actividad microbiológica durante las primeras horas del



proceso (Sundberg *et al.*, 2004); sin embargo, tras alcanzar las 96 horas se inicia el aumento progresivo del pH, a diferencia del ensayo 1, en el que solo hasta pasadas 144 horas del proceso, se retomaba la estabilización del mismo. Lo anterior puede estar relacionado con la adición de los nutrientes, que permiten un inicio anticipado de la actividad de biodegradación del sustrato, ya que de acuerdo con Castrillón *et al.* (2012) la mayor parte de los procesos de descomposición de materia orgánica se presentan con pH en valores superiores a 5,5 unidades, puesto que el pH tiene gran influencia sobre la disponibilidad de los nutrientes, y algunos de éstos se encuentran más disponibles que otros según su valor (Ansorena, 1994).

Durante la etapa termofílica del ensayo 2, entre las 96 y 144 horas se presentó el periodo de máxima actividad biológica, tiempo en el cual el pH continuó en un incremento progresivo, debido principalmente a la utilización microbiana de ácidos orgánicos, la proteólisis y la mineralización del nitrógeno con liberación de amoníaco (Márquez *et al.*, 2008), situación que continuó así hasta alcanzar las 216 horas en la etapa de enfriamiento; a partir de las cuales se puede observar la estabilización del pH hasta alcanzar 6,4; 7,5 y 7,9 unidades para R1, R2 y R3 respectivamente al terminar el ensayo (240 horas).

Los valores de pH al final del proceso en el ensayo 2 fueron entre 0,4 y 0,5 unidades más altos que los obtenidos en el ensayo 1, acercándose mucho más a los valores mencionados por autores como Sundberg *et al.* (2004) que señalan que pH de 8 unidades indican una cercanía a la madurez del producto, lo anterior se puede deber a que la adición de nutrientes pudo conseguir tras esta última etapa del proceso, una mayor descomposición de proteínas, amonificación, la liberación de CO<sub>2</sub>, así como también una mayor aireación de la biomasa (Oviedo *et al.*, 2014a).

En general, desde el punto de vista del comportamiento tanto de la temperatura como del pH, se encuentra que la adición de nutrientes favoreció el proceso de degradación aerobia, incluso en condiciones críticas de concentración de OD menor a 0,5mg/L.

### 8.3 Evaluación de la influencia de la concentración de oxígeno disuelto sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM

A continuación se presentan los resultados obtenidos en el ensayo 1 (sin adición de nutrientes) para las tasas evaluadas; con el fin de analizar la influencia de la concentración de OD en la biodegradabilidad aerobia de los BOM.

#### 8.3.1 Tasa de Consumo de Oxígeno TCO

Los resultados obtenidos para los rangos de TCO y la TCO global para cada uno de los reactores, se consignaron en la Tabla 7.

**Tabla 7.** Valores globales obtenidos para la TCO en cada una de las etapas estudiadas

Reactor	Rango TCO Fase Mesofílica (mg/Ld)	TCO global Fase Mesofílica (mg/Ld)	Rango TCO Fase Termofílica (mg/Ld)	TCO global Fase Termofílica (mg/Ld)	Rango TCO Fase de Enfriamiento (mg/Ld)	TCO global Fase de Enfriamiento (mg/Ld)
R1 < 0,5mg/L	8,60 - 9,19	8,90	9,45 - 11,52	11,33	11,50 - 11,35	11,40
R2=1,0mg/L	13,92 - 20,14	17,03	38,20 - 44,51	42,69	36,00 - 25,30	31,54
R3=1,5mg/L	26,43 - 27,13	26,78	36,35 - 47,57	44,18	38,35 - 23,30	32,59
R4=2,0mg/L	32,66 - 33,07	32,87	47,53 - 53,86	51,49	25,19 - 17,80	24,55
R5=2,5mg/L	34,29 - 34,56	34,43	47,47 - 52,80	50,40	30,06 - 21,77	27,17

A partir de los valores consignados en la Tabla 7, fue posible identificar que de manera general en todos los reactores durante la etapa mesofílica se presenta una TCO relativamente baja, lo que se puede deber a que durante las primeras horas tuvo lugar la adaptación de los microorganismos al sustrato disponible y a las condiciones de temperatura y concentración de OD impuestas por el ensayo, así como también porque en la etapa de hidrólisis el consumo de oxígeno es bajo y se produce liberación de enzimas.

Al terminar la etapa de adaptación, de acuerdo con Pérez (2008) se inician metabolismos secundarios que se identifican por curvas de consumo de oxígeno muy anchas o por máximos relativos, lo que se puede relacionar con el aumento considerable de la TCO que se aprecia para la etapa termofílica, tras alcanzar para las diferentes concentraciones el máximo consumo correspondiente a 11,33 mg/L, 42,69 mg/L, 44,18 mg/L, 51,49 mg/L y 50,40 mg/L para R1, R2, R3, R4 y R5 respectivamente.

A partir de las 168 horas y durante los últimas horas del proceso los rangos de TCO empiezan a disminuir, lo que se relaciona con el inicio de la estabilización del material, ocasionando el inicio de la etapa de enfriamiento (Puyuelo et al., 2010).

De acuerdo con lo reportado por Barrena et al. (2005) y Miyatake and Iwabuchi (2006), el comportamiento de la TCO en R4 y R5, presentó un comportamiento típico del proceso de biodegradación de BOM, ya que se apreció una tendencia similar a la obtenida en la evolución de la temperatura y pH. Sin embargo, es importante resaltar las diferencias entre los rangos registrados para cada uno de los reactores de acuerdo con las diferentes concentraciones de OD de los mismos, con lo que es posible observar que para R4 y R5 se obtuvieron los mayores rangos de TCO durante la etapa mesofílica, lo que indica una mayor actividad biológica y degradación del sustrato durante esta etapa en comparación con R2 y R3, puesto que la TCO es un indicador directo de la misma.

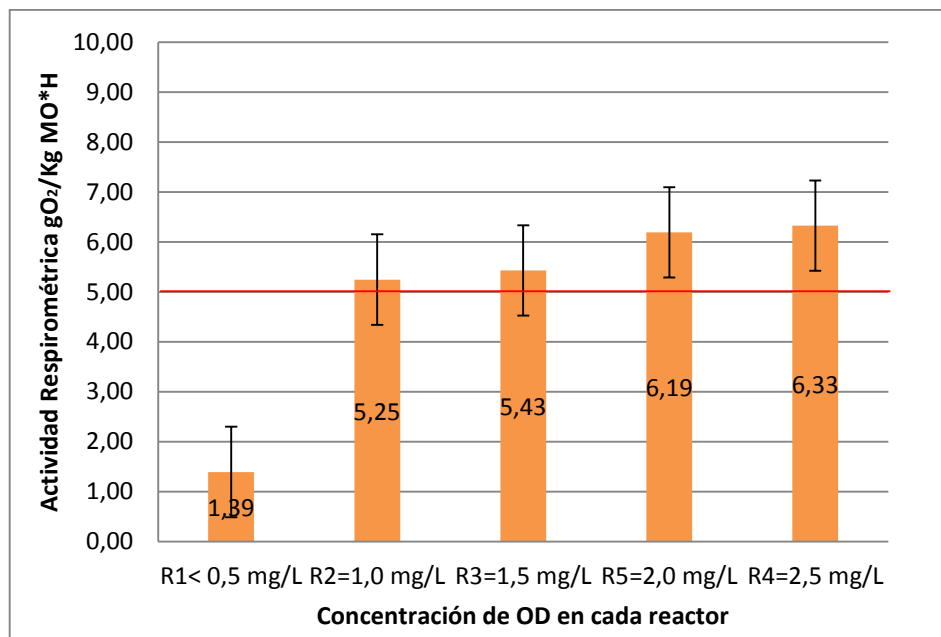
Para estos mismos reactores se obtuvieron los menores rangos de TCO durante la fase de enfriamiento, lo que de acuerdo con Ruggieri et al. (2008) señala que se obtuvo un material más estable en comparación con R2 y R3, puesto que entre más cercano a la estabilidad se encuentre el material, menor será el consumo de oxígeno en la etapa de enfriamiento (Pérez, 2008).

Para R4 se obtuvieron rangos para la TCO muy similares a los observados para R5, tanto en la etapa termofílica como en la de enfriamiento, lo que indica que se generaron condiciones favorables para la biodegradabilidad de BOM con concentraciones de OD entre 2,0 y 2,5 mg/L, coincidiendo así con resultados de diferentes investigaciones que señalan la concentración óptima de OD para el proceso de biodegradación aerobia de BOM como igual a 2,2 mg/L (Ruggieri et al., 2008).

Se observa también que para R2 y R3 se obtuvieron menores rangos de la TCO durante la fase termofílica, lo que sugiere una menor actividad biológica bajo las concentraciones de OD de 1,0 y 1,5 mg/L respectivamente, coincidiendo con la tendencia de la TCO para estos mismos reactores durante la fase de enfriamiento; lo anterior, se puede deber a que de acuerdo con Pérez (2008) estas concentraciones de OD se encontraban muy cercanas al umbral de concentración del 0,9 mg/L aceptado como la concentración de oxígeno por debajo de la cual el proceso de biodegradabilidad aerobia está impedido.

Para el caso de R1 la TCO como era de esperarse fue mínima debido a que la concentración de OD de este reactor se encuentra por debajo del umbral establecido (0,9 mg/L) a partir del cual el proceso de biodegradación aerobia se encuentra impedido de acuerdo con autores como Pérez (2008), Ruggieri et al. (2008) y Barrena et al. (2013), ya que estas bajas concentraciones de OD propician condiciones que impiden la actividad microbiológica aerobia, situación que además coincide con el decaimiento del pH durante las últimas etapas del proceso y confirmaría la presencia de zonas anaerobias (Guo et al., 2012).

Además de lo anterior, a partir de los valores de la TCO global obtenida para los reactores, fue posible determinar el grado de biodegradabilidad de los BOM utilizados como sustrato a partir de la clasificación establecida por Barrena et al. (2013), tal como se muestra en la Figura 15.



**Figura 15.** Clasificación de la Biodegradabilidad del sustrato en el ensayo 1 de acuerdo con Barrena et al. (2013).

En la Figura 15 se observa que de acuerdo con los resultados obtenidos para la TCO se corrobora el hecho de que los BOM utilizados como sustrato son de alta biodegradabilidad, puesto que los valores obtenidos para la actividad respirométrica en todos los casos con excepción de R1 se encuentran por encima de 5 gO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup>MOh<sup>-1</sup> (Barrena et al. (2013)).

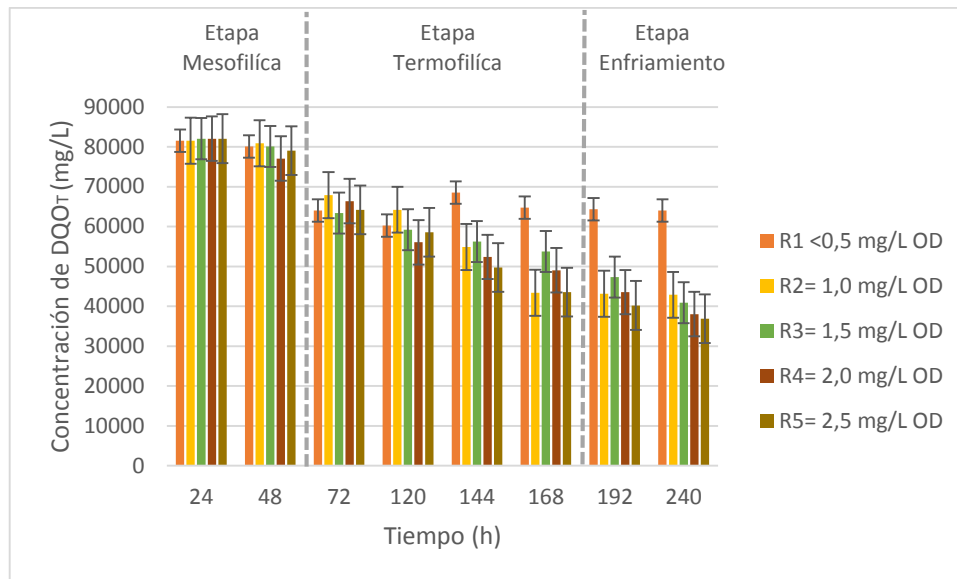
Los BOM utilizados como sustrato logran clasificarse como de alta biodegradabilidad, debido principalmente a que éstos fueron biorresiduos separados en la fuente, ya que de acuerdo con Barrena et al. (2013) y Marmolejo et al. (2010) el sistema de separación o mezcla de los BOM en su lugar de producción, influye directamente en la calidad fisicoquímica y microbiológica de la fracción orgánica de los mismos determinando con ello su potencial de biodegradabilidad; razón por la que la separación en la fuente facilita la reducción del tiempo de transformación y la obtención de un producto de mejor calidad (Marmolejo, 2011).

Además de lo anterior, es posible identificar que el valor de la clasificación de biodegradabilidad varía a razón de la diferencia de concentraciones de OD en cada uno de los reactores, puesto que dichas concentraciones determinaron la actividad respirométrica en cada caso, facilitando para R4 y R5 y limitando para R2 y R3 la biodegradabilidad aerobia del sustrato. Para el caso de R1, la mínima actividad respirométrica ocasionada por su concentración de OD menor a 0,5 mg/L, indica una baja biodegradabilidad aerobia del residuo.

Lo anterior, sugiere que a pesar de tener en todos los casos el mismo sustrato, la biodegradabilidad de éste varía de acuerdo con la disponibilidad del oxígeno disuelto, comprobando con ello la influencia de dicho factor operacional sobre los procesos de biodegradación aerobia de BOM.

### 8.3.2 Tasa de Utilización del Sustrato TUS

La Figura 16, muestra la utilización del sustrato alcanzada por cada uno de los reactores medida en términos de DQO<sub>(T)</sub> en las diferentes etapas del proceso de biodegradabilidad aerobia y en la Tabla 8 se presentan las TUS para cada uno de los reactores durante las diferentes etapas del proceso.



**Figura 16.** Tasa de utilización del sustrato en cada una de las etapas del proceso

**Tabla 8.** Tasa de utilización del sustrato en cada una de las etapas del proceso

Reactor	Tasa de biodegradación del sustrato en la Etapa Mesofílica	Tasa de biodegradación del sustrato en la Etapa Termofílica	Tasa de biodegradación del sustrato en la Etapa de Enfriamiento	Tasa de biodegradación del sustrato Global	Unidades
R1 < 0,5mg/L	0,018	0,008	0,052	0,026	d <sup>-1</sup>
R2=1,0mg/L	0,037	0,075	0,058	0,100	
R3=1,5mg/L	0,084	0,112	0,096	0,122	
R4=2,0mg/L	0,142	0,163	0,135	0,186	
R5=2,5mg/L	0,143	0,172	0,136	0,213	

La Tabla 8 muestra un comportamiento similar para las TUS en cada una de las diferentes etapas del proceso, presentándose menores TUS en la etapa mesofílica en comparación con las etapas termofílica y de enfriamiento, puesto que durante el proceso de compostaje la materia orgánica tiende a descender debido a su mineralización y a la consiguiente pérdida de carbono en forma de CO<sub>2</sub> (Metcalf and Eddy, 2003). Este descenso de materia orgánica transcurre en dos etapas fundamentalmente, en la etapa mesofílica se inicia la transformación de los compuestos fácilmente degradables como los azúcares, ácidos orgánicos y proteínas por parte de diversos microorganismos (hongos, actinobacterias y bacterias) (Insam and de Bertoldi, 2007), en esta etapa es decisiva la implementación de una adecuada relación C:N:P.

Sin embargo, tras la caracterización fisicoquímica del sustrato se pudo establecer que la relación DQO:N:P igual a 100:2,1:0,53 está muy por debajo de la recomendada para sistemas aerobios, lo cual restringió la actividad biológica de los microorganismos en el ensayo 1, las deficiencias encontradas para C restringieron la energía necesaria para que los microorganismos cumplan sus funciones metabólicas, mientras que el N limitó la síntesis de nuevas moléculas en las etapas posteriores (Navarro and Navarro, 2015).

Por otro lado, en la etapa termofílica, los compuestos orgánicos se transforman en CO<sub>2</sub> y NH<sub>3</sub> a medida que se consume el O<sub>2</sub> y producen energía debido al rompimiento de los diferentes enlaces (Chiumenti et al., 2005), siendo así como durante esta etapa se presentaron las mayores tasas de degradación del sustrato en cada uno de los reactores, coincidiendo además con la presencia de los mayores consumos de oxígeno durante el proceso de acuerdo a lo analizado anteriormente para la TCO, situación que se debe a

un aumento en la actividad microbiológica y por ende un requerimiento más alto de oxígeno para la degradación de la materia orgánica fácilmente biodegradable de la fracción orgánica de los BOM (De Guardia *et al.*, 2008).

Los valores obtenidos para  $DQO_{(T)}$  en R4 y R5 muestran las mayores eficiencias, ya que la  $DQO_{(T)}$  disminuye en un 52% y 55% respectivamente en comparación al valor inicial, lo cual coincide con los resultados obtenidos para las TUS en ambos reactores; confirmando con ello lo planteado por Ruggieri *et al.* (2008) que señala que concentraciones de OD cercanas a 2,2 mg/L generan condiciones óptimas para obtener las mayores eficiencias en los procesos de biodegradación aerobia, a pesar de presentar una relación DQO:N:P por debajo de la recomendada para sistemas aerobios.

Es importante resaltar que a R4 y R5 se les suministró las mayores concentraciones de OD (2,0 y 2,5 mg/L respectivamente), propiciando consigo mejores condiciones ambientales durante la fase inicial de descomposición e intensificando de la actividad de los microorganismos, tal como se comprueba con las TUS obtenidas durante proceso para dichos reactores (Haug, 1993, Smith and Hughes, 2004, Tiquia, 2005). Las TUS encontradas para R4 y R5 en las tres etapas evaluadas, son las únicas que coinciden con las tasas de biodegradación de sustrato para la fracción orgánica de los BOM determinadas mediante la evaluación de la cinética del compostaje (Tosun *et al.*, 2008) y reportadas en estudios preliminares, es decir se encuentran entre 0.111 y 0.254  $d^{-1}$ .

Con respecto a R1, R2 y R3 los resultados obtenidos para las TUS, sugieren que las bajas tasas de suministro de oxígeno, pudieron haber inhibido la actividad metabólica de los microorganismos, limitado consigo el proceso de biodegradación del sustrato (De Guardia *et al.*, 2008). En cuanto a las diferencias encontradas en los valores de reducción de  $DQO_{(T)}$  para R1, se pueden deber a una resuspensión del sustrato en el momento de tomar la muestra.

En la etapa de enfriamiento se observa una significativa disminución de la TUS, coincidiendo además con la disminución de la TCO y la estabilización del pH de acuerdo a lo reportado anteriormente, situación que confirma la reducción de la actividad de los microorganismos debido al agotamiento de los sustratos durante esta etapa del proceso (Insam y De Bertoldi, 2007). Cabe resaltar además, que al iniciar la etapa de enfriamiento una parte significativa del volumen del sustrato se había perdido por evaporación debido a las altas temperaturas registradas en la etapa termofílica, condición que pudo restringir la actividad biológica de los microorganismos.

Finalmente se pudo observar que durante el desarrollo del ensayo 1, la relación DQO:N:P influye notablemente en el proceso de compostaje, puesto que las bajas concentraciones de elementos esenciales (macronutrientes y micronutrientes) registrados en el sustrato inicial son un limitante en el metabolismo de los microorganismos ralentizando la actividad biológica y con ello la eficiencias de reducción de  $DQO_{(T)}$ .

A partir de los datos suministrados por el Modelo Lineal Mixto (Verbeke and Molenberghs, 2009) (Ver Anexos) se pudo validar correctamente la relación de cada uno de los reactores en función de las concentraciones de OD suministradas. Con los resultados obtenidos se observa que todas las cantidades de OD evaluadas son diferentes al tratamiento control (sin OD) a un nivel de significancia del 5% de acuerdo al valor-p obtenido para cada uno de los tratamientos. Adicionalmente se observa que el efecto del tiempo sobre el porcentaje de remoción de  $DQO_{(T)}$  es significativo, lo cual indica que la  $DQO_{(T)}$  disminuye a medida que pasa el tiempo.

Con el fin de identificar las cantidades de OD entre las cuales existen diferencias, se llevó a cabo la prueba de comparación múltiple de Tukey Bretz (Tukey, 1985, Bretz *et al.*, 2010) a un nivel de significancia del 5%, observando que entre todos los pares de cantidades de OD, donde se concluye que la remoción de DQO a cantidades 1,0 mg/L, 1,5 mg/L, 2,0 mg/L y 2,5 mg/L de OD respectivamente, presenta diferencias en comparación a cuando no se tiene OD. También se encontró que la concentración de 2,5 mg/L de OD es significativamente diferente con respecto a las cantidades de >0,5 mg/L, 1,0 mg/L y 1,5 mg/L de OD, pero puede presentar remociones de DQO similares a las de 2,0 mg/L de OD. Sin embargo, las cantidades de 1,0 mg/L, 1,5 mg/L y 2,0 mg/L no presentan diferencias significativas en la remoción de DQO.

### 8.3.3 Tasa de Crecimiento Bacteriano TCB

La Figura 17 muestra el comportamiento de los SV en función del tiempo para cada uno de los reactores. En cada uno de ellos se evidencio un incremento significativo en los SV a excepción de R1. La Tabla 9 presenta las TCB para cada uno de los reactores durante las diferentes etapas del proceso.

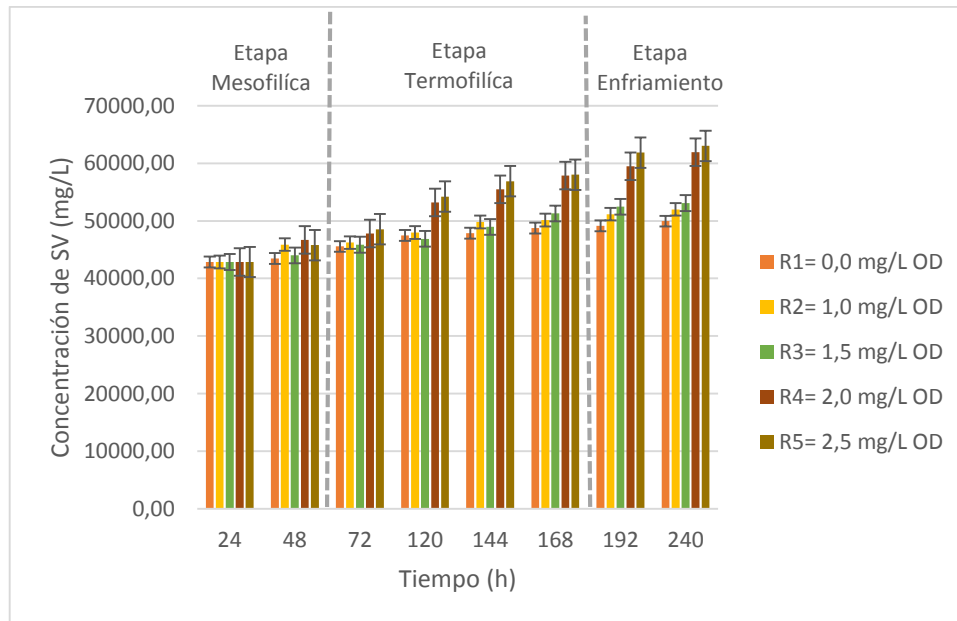


Figura 17. Comportamiento de los SV para cada uno de los reactores

Tabla 9. Tasa de crecimiento bacteriano en cada una de las etapas del proceso

Reactor	Tasa de Crecimiento Bacteriano en la Etapa Mesofílica	Tasa de Crecimiento Bacteriano en la Etapa Termofílica	Tasa de Crecimiento Bacteriano en la Etapa de Enfriamiento	Unidades
R1 < 0,5mg/L	0,008	0,016	0,011	d <sup>-1</sup>
R2=1,0mg/L	0,012	0,023	0,016	
R3=1,5mg/L	0,015	0,027	0,018	
R4=2,0mg/L	0,026	0,032	0,021	
R5=2,5mg/L	0,033	0,046	0,028	

El comportamiento mostrado para R2, R3, R4 y R5 indica un incremento en los SV durante el proceso de biodegradabilidad de sustrato, esto se debe principalmente a que la cinética de crecimiento microbiano está regida por la oxidación, es decir, por la utilización de sustrato y la producción de biomasa, contribuyendo en el aumento de la concentración total de sólidos en suspensión en un reactor biológico (Metcalf and Eddy, 2003).

Por otro lado, debido a que a R1 no se le suministro aireación y la concentración de OD fue menor a 0,5mg/L (aireación natural y la provocada por la agitación de las paletas) es posible que como se mencionó anteriormente se provocaran condiciones anaerobias que propiciaran la sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios, generando retardo en la descomposición, así como la aparición de sulfuro de



hidrógeno y la producción de malos olores ([Bidlemaier, 1996](#)), razón por la cual no se evidencian cambios significativos en la concentración de ST.

Con respecto a R2 y R3, se mostró un comportamiento similar en cuanto a la concentración de SV, ya que para ambos casos no se evidencia incremento significativo en su concentración, situación que junto con los valores obtenidos para TCO y TUS en los mismos reactores, indica que la actividad biológica se pudo ver inhibida a lo largo del proceso.

Por otro lado, los reactores R4 y R5 mostraron una disminución similar y significativa en la DQO<sub>(T)</sub>, lo cual se puede deber a que el proceso de biodegradabilidad se lleva a cabo con una concentración de OD de 2 mg/L y 2,5 mg/L, de acuerdo con los resultados obtenidos. Sin embargo, R5 presenta eficiencias mayores.

#### 8.4 Evaluación de la influencia de los nutrientes en la biodegradabilidad aerobia de los BOM

A continuación se presentan los resultados obtenidos en el ensayo 2 (con adición de nutrientes) para cada una de las tasas evaluadas; con el fin de analizar la influencia de los nutrientes en la biodegradabilidad aerobia de los BOM.

##### 8.4.1 Tasa de Consumo de Oxígeno TCO

A continuación en la Tabla 10 se presenta los rangos obtenidos para la TCO y los valores determinados para la TCO global a partir de los respirogramas realizados para cada uno de los reactores durante las etapas estudiada en el ensayo 2 con adición de nutrientes.

**Tabla 10.** Valores globales obtenidos para la TCO en cada una de las etapas estudiadas

Reactor	Rango TCO Fase Mesofílica (mg/Lh)	TCO global Fase Mesofílica (mg/Lh)	Rango TCO Fase Termofílica (mg/Lh)	TCO global Fase Termofílica (mg/Lh)	Rango TCO Fase de Enfriamiento (mg/Lh)	TCO global Fase de Enfriamiento (mg/Lh)
R1 < 0,5mg/L	9,36 - 10,02	9,69	10,45 - 13,25	11,89	11,02 - 9,34	8,5
R2= 2,0mg/L	33,23 - 34,75	34,00	43,58 - 49,69	52,16	34,38 - 17,07	27,51
R3= 2,5 mg/L	38,83 - 40,79	39,81	48,79 - 59,31	57,02	40,75 - 16,90	27,56

De acuerdo con los resultados consignados en la Tabla 10, durante la fase mesofílica como era de esperarse es posible identificar una TCO relativamente baja para R1, R2 y R3, cuyos valores son característicos de la etapa inicial del proceso de biodegradación ya que como se mencionó anteriormente, durante las primeras horas del proceso se presenta la adaptación de los microorganismos a las condiciones del sustrato y los procesos de hidrólisis ([Pérez, 2008](#)).

Durante el periodo comprendido entre las 48 y las 144 horas se observan valores de TCO mayores a los reportados en el ensayo 1, situación que sugiere una mayor actividad microbiológica durante la etapa termofílica como resultado de una mejor relación y una cantidad óptima de los principales nutrientes en el sustrato, provocando consigo una adecuada capacidad para la proliferación microbiana durante el proceso de degradación ([Márquez et al., 2008](#)) y que además coincide con el incremento anticipado del pH (desde las 96 horas) reportado anteriormente y con los mayores valores obtenidos en la TUS y TCB como se mencionará más adelante.

Por su parte, los rangos de TCO obtenidos durante la etapa de enfriamiento son mayores a los esperados de acuerdo con lo reportado para el ensayo 1 y teniendo en cuenta que según lo mencionado por ([Miyares and Rodríguez, 2007](#)) durante las últimas etapas de proceso la demanda de oxígeno comienza a estabilizarse y a medida que se llega al final del mismo, valores menores indican una mayor cercanía a la

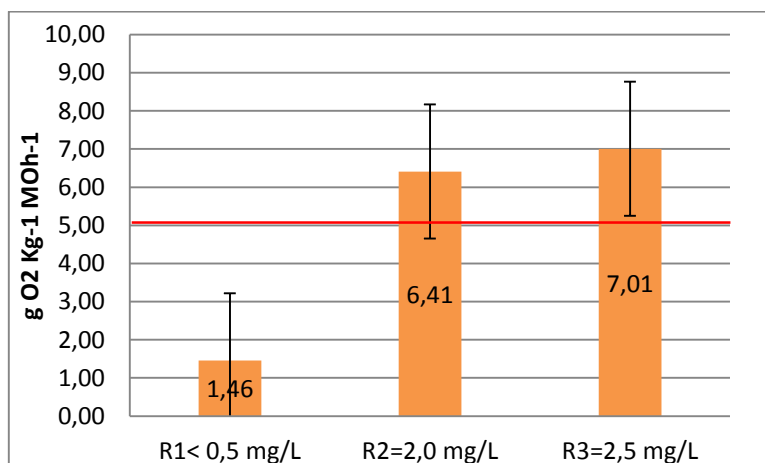
estabilización del material orgánico obtenido (Ruggieri *et al.*, 2008); sin embargo, esto no significa que el producto se encuentre estable al terminar la etapa de enfriamiento, sino que de acuerdo con (Trillo and Castiñeira, 2011) indica la presencia de una menor cantidad de materia orgánica que empieza a ser degradada más lentamente, razón por la que el consumo de oxígeno decae pero continua con rangos de TCO entre 34,38 y 17,07 para R2 y 40,75 y 16,90 para R3.

Lo anterior, puede explicarse debido a que al aumentar la disponibilidad de nutrientes, aumenta consigo el tiempo para su agotamiento, por lo que la actividad de biodegradación se prolonga incluso hasta las primeras horas del enfriamiento (cerca de las 192 horas), situación que se puede evidenciar con los amplios rangos en la TCO durante la etapa de enfriamiento para R2 y R3 (Tabla 10), que indican una continuidad de la actividad microbiológica al iniciar la etapa hasta conseguir el agotamiento total de los nutrientes fácilmente asimilables (Márquez *et al.*, 2008).

R1 igualmente, muestra un visible aumento en los rangos de la TCO para cada una de las etapas, situación que confirma que mayores concentraciones de N y P influenciaron positivamente la biodegradación, conllevando a una mayor demanda de oxígeno (Cáceres *et al.*, 2006), incluso en condiciones críticas, puesto que, como ya se mencionó anteriormente se observaron además de cambios en los valores de TCO aumentos positivos en el pH, parámetro que está muy ligado con el tipo de actividad microbiana que se desarrolle en el sustrato.

Sin embargo, pese al aumento observado en la TCO para R1, vale resaltar que las condiciones de concentración de OD no favorecen una biodegradación completa, debido a que esta última se encuentra por debajo de 0,9 mg/L, concentración de OD por debajo del cual el proceso es limitado (Barrena *et al.* (2005) y Pérez (2008)).

Además de lo anterior, a partir de los valores de la TCO global obtenida para los reactores, se determinó el grado de biodegradabilidad de los BOM utilizados como sustrato a partir de la clasificación establecida por Barrena *et al.* (2013), tal como se muestra en la Figura 18.



**Figura 18.** Clasificación de la Biodegradabilidad del sustrato en el ensayo 2 de acuerdo con Barrena *et al.* (2013).

En la Figura 18 se identifica que al igual que en el ensayo 1 los valores obtenidos para la actividad respirométrica en todos para R2 (OD = 2,0 mg/L) y R3 (OD = 2,5 mg/L) se encuentran por encima de 5 gO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup>MOh<sup>-1</sup> (Barrena *et al.* (2013), señalando una alta biodegradabilidad de los BOM utilizados como sustrato. Para el caso de R1 (OD < 0,5 mg/L) se obtuvieron valores muy por debajo de 5 gO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup>MOh<sup>-1</sup>, lo que al igual que en el ensayo 1 confirma que la casi nula concentración de OD en el sustrato disminuye significativamente el potencial de biodegradabilidad del mismo.

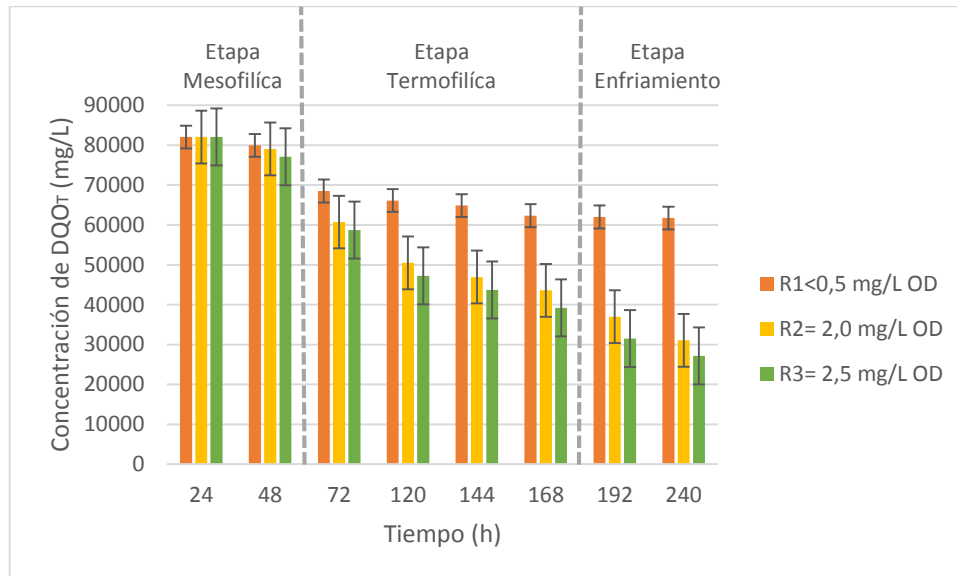
Se observa también, que aunque se siguen presentando variaciones en los valores obtenidos para la clasificación de biodegradabilidad a razón de la diferencia de concentraciones de OD en cada uno de los



reactores, en todos los casos (incluso para R1) se observó un aumento significativo de la actividad respirométrica en comparación con lo obtenido para el ensayo 1 (Ver Figura 17), situación que sugiere que pese a tener el mismo sustrato en ambos ensayos, la biodegradabilidad de los BOM se vió favorecida en el ensayo 2 como resultado de la incorporación de la solución de nutrientes, indicando con esto que al igual que la concentración de OD, los nutrientes son un factor que influye significativamente sobre la biodegradación aerobia de BOM.

#### 8.4.2 Tasa de Utilización de Sustrato TUS

La Figura 19, muestra la utilización del sustrato alcanzada por R1, R2 y R3 con adición de nutrientes, medida en términos de DQO<sub>(T)</sub> en las diferentes etapas del proceso de biodegradabilidad aerobia y la Tabla 11 presenta las TUS para los reactores con adición de nutrientes durante las diferentes etapas del proceso.



**Figura 19.** Tasa de utilización del sustrato reactores con adición de nutrientes en las etapas del proceso

**Tabla 11.** Tasa de utilización del sustrato para reactores con adición de nutrientes en cada una de las etapas del proceso

Reactor	Tasa de biodegradación del sustrato en la Etapa Mesofílica	Tasa de biodegradación del sustrato en la Etapa Termofílica	Tasa de biodegradación del sustrato en la Etapa de Enfriamiento	Tasa de biodegradación del sustrato Global	Unidades
R1 < 0,5mg/L	0,016	0,018	0,063	0.28	d <sup>-1</sup>
R2=2,0mg/L	0,178	0,215	0,317	0.32	
R3=2,5mg/L	0,179	0,221	0,328	0.36	

En la Tabla 11, se observa que las TUS obtenidas para los reactores del ensayo 2 (con adición de nutrientes) son mayores en comparación con las TUS obtenidas para los reactores del ensayo 1 encontradas para los reactores con concentraciones de OD de 2,0 y 2,5 mg/L. Se observa además que R3 con 2,5 mg/L de OD presenta mayores eficiencias en comparación a R2 con 2,0 mg/L de OD, comportamiento que coincide con lo reportado para el ensayo 1 (Tabla 8), a cuyos reactores no se les adicionó nutrientes.

Durante el ensayo 2, se observa también que las eficiencias en cuanto a la disminución de la DQO<sub>(T)</sub> pasaron de 55% a 67% para R3 y de 52% a 62% para R2, lo que indica que en ambos reactores hubo un incremento significativo en la remoción de la DQO<sub>(T)</sub> con respecto a aquellos a los que no se lo suministraron nutrientes, de 12% y 10% respectivamente.

Asimismo, tal y como se presentó en el ensayo 1, las etapas termofílica y de enfriamiento registraron TUS más altas que la etapa mesofílica, lo cual se debe a que en la etapa termofílica hay mayores requerimientos nutricionales y las sustancias fácilmente degradables, como azúcares, grasa, almidón y proteínas son rápidamente consumidas por los consorcios microbianos y con ello, el pH y la temperatura aumentan considerablemente, mientras que la celulosa y las ligninas son parcialmente alteradas (Castells, 2012), comportamiento que es acorde con las TUS encontradas para la etapa termofílica en el ensayo 2.

Seguidamente, en la etapa de enfriamiento, la temperatura empezó a disminuir y compuestos complejos como la celulosa y la hemicelulosa siguen sufriendo cierta transformación (Chica, 2015). Sin embargo, durante el desarrollo de la fase experimental se observó que al alcanzar las 192 horas, es decir, el comienzo de la etapa de enfriamiento, una parte significativa del volumen del sustrato se había evaporado, lo cual podría restringir el normal desarrollo del proceso de biodegradabilidad aerobia de los BOM y ralentizar la actividad biológica de los microorganismos, puesto que la fase de descomposición (etapas termofílica y de enfriamiento) es la más exigente del proceso y el no realizarla adecuadamente condiciona la continuación del proceso y la calidad del producto resultante (Castells, 2012).

A partir de lo anterior, fue posible observar mayor eficiencia en la disminución DQO ( $T$ ) tras la adición de nutrientes en R2 y R3, lo que causó un incremento significativo en la actividad biológica aerobia de los microorganismos (Roman, 2013), lo cual se ve reflejado en la comparación de las TUS en ambos ensayos, puesto que la adición de macronutrientes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P) mejoran la eficiencia del proceso, ya que estos son elementos esenciales para el crecimiento y síntesis de las células bacterianas, siendo además indispensables en la formación de proteínas (Roman, 2013).

En el ensayo 2, las TUS encontradas son mayores en comparación al ensayo 1, situación que se puede relacionar con la mejora en la relación DQO:N:P ocasionada por la adición de nutrientes al sustrato, debido a que al aumentar el contenido de N en el sustrato pudo favorecer la formación de la pared celular y de protoplasmas microbianos (Chica, 2015), contrario a lo observado en el ensayo 1, en que la baja disponibilidad de N en el sustrato ralentizó el proceso, limitando el crecimiento de los microorganismos por la falta de nutrientes esenciales conllevando a las bacterias a esperar la lisis de parte de ellas para poder disponer del N metabolizable de nuevo (Castells, 2012).

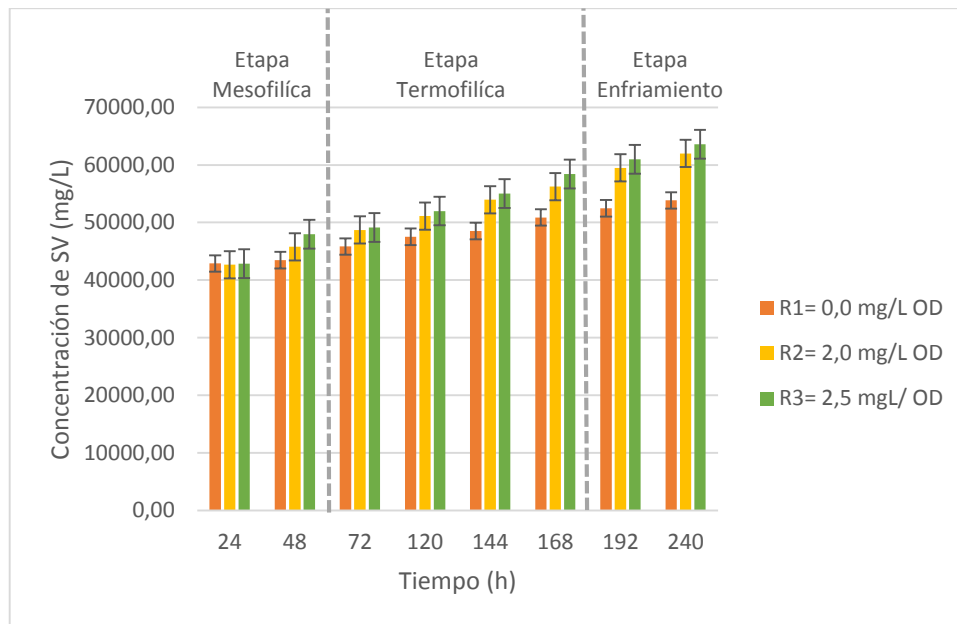
Los micronutrientes o elementos traza más utilizados por los microorganismos, aunque en cantidades mínimas son azufre (S), potasio (K), sodio (Na), magnesio (Mg), hierro (Fe), cobre (Cu), cobalto (Co), manganeso (Mn), zinc (Zn), entre otros (Sánchez y Michael, 2009), razón por la que además de los nutrientes principales, las mejoras registradas en el ensayo 2, pudieron haber estado influenciadas de igual manera por la presencia de estos micronutrientes, que a pesar de que se encontraban en pequeñas cantidades en la solución adicionada al sustrato, son imprescindibles en la síntesis de las enzimas necesarias para la hidrólisis o funciones metabólicas (Chica, 2015).

La adición de nutrientes realizada con el objetivo de ajustar la relación DQO:N:P, permitió mejorar la actividad biológica de los microorganismos presentada en el ensayo 2 con respecto al ensayo 1. Sin embargo, no fue posible alcanzar los contenidos de macronutrientes ideales para sistemas aerobios, evidenciando que aunque se presentó una mejoría, la solución de nutrientes adicionada no permitió suplir por completo los requerimientos nutricionales de los microorganismos para que se llevara de forma más eficiente la síntesis celular y la degradación de sustratos (Chica et al., 2015).

El análisis estadístico permitió validar que existen diferencias significativas en cuanto a la reducción de DQO(T) en ambos ensayos (Ver Anexos), alcanzando mayores eficiencias en la reducción de DQO(T) en los reactores con adición de nutrientes (ensayo 2) con respecto a los reactores son adición de nutrientes (ensayo 1).

### 8.4.3 Tasa de Crecimiento Bacteriano TCB

La Figura 20 muestra el comportamiento de SV en función del tiempo para cada uno de los reactores en el ensayo 2, acercándose a un comportamiento típico para sistemas de aerobios de acuerdo con Norbu et al. (2005).



**Figura 20.** Comportamiento de los SV para cada uno de los reactores con adición de nutrientes

En la Tabla 12 se consignan las TCB para los reactores con adición de nutrientes durante las diferentes etapas del proceso.

**Tabla 12.** Tasa de crecimiento bacteriano para reactores con adición de nutrientes en cada una de las etapas del proceso

Reactor	Tasa de Crecimiento Bacteriano en la Etapa Mesofílica	Tasa de Crecimiento Bacteriano en la Etapa Termofílica	Tasa de Crecimiento Bacteriano en la Etapa de Enfriamiento	Unidades
R1 < 0,5mg/L	0,011	0,030	0,015	d <sup>-1</sup>
R2=2,0mg/L	0,031	0,043	0,027	
R3=2,5mg/L	0,040	0,052	0,034	

De acuerdo con la Figura 20, R2 y R3 es posible evidenciar un incremento mayor en los SV con respecto al ensayo 1, dicho incremento pudo verse influenciado por la adición de nutrientes realizada al sustrato, ya que el aumento el contenido de P pudo haber favorecido las condiciones para la transferencia de energía e incrementa la reproducción celular (*Costa et al., 2015*), lo que se traduce en una mayor cantidad de SV y que corresponde a los resultados reportados para las TCB en la Tabla 12.

Con respecto a R1 en comparación con el ensayo 1 fue posible observar un leve aumento en los SV, situación que señala que la adición de nutrientes influye positivamente en la actividad biológica del proceso, incluso bajo las condiciones más críticas, coincidiendo además, con los resultados de TUS y TCO reportados anteriormente. Sin embargo, vale aclarar que el aumento de los SV para R1 en el ensayo 2, con respecto al ensayo 1 no significa que en este se generen las condiciones óptimas para el desarrollo normal del proceso de biodegradabilidad aerobia de los BOM y la obtención de las eficiencias similares a las encontradas en R2 y R3.

En la etapa termofílica de ambos ensayos se evidencian los valores más representativos tanto en el aumento de los SV como en las eficiencias de disminución de la DQO<sub>(T)</sub>, comportamiento que es acorde a lo esperado, pues de acuerdo con Knobelsdorf Miranda (2005) la TCB se favorece con temperaturas de 43°C a 60°C, ocurriendo una descomposición más rápida de la materia orgánica; así mismo, durante esta etapa los requerimientos nutricionales y energéticos aumentan, debido a que muchos microorganismos actúan transformando el nitrógeno en amoníaco y aparecen las bacterias encargadas de descomponer compuestos de carbono complejos, que contribuyen significativamente al aumento de ST durante el desarrollo del proceso (Knobelsdorf (2005)).

El aumento en la concentración de SV permite predecir el grado de transformación de la MO por parte de los microorganismos, es decir, la velocidad con que se lleva a cabo la descomposición del sustrato; esta velocidad pudo haberse incrementado como consecuencia de la adición de nutrientes que mejoró la relación DQO:N:P, estimulando la actividad biológica de los microorganismos (Sánchez y Michael, 2009).

A partir de los resultados obtenidos, se puede identificar que R2 y R3 presentaron un aumento en la concentración de SV de 9 y 10% respectivamente en comparación con los valores registrados para la primera etapa experimental, lo que indica que R2 paso de 28 a 37% y R3 de 31 a 41% de concentración de SV.

## 8.5 Caracterización del producto

La Tabla 13 presenta los resultados obtenidos tras realizar el análisis a los productos de los ensayos 1 y 2.

**Tabla 13.** Resultados obtenidos en el análisis de los productos del ensayo 1 y 2

<b>Ensayo 1 : Sin adición de nutrientes</b>					
	<b>C-Total (%)</b>	<b>N-Total (%)</b>	<b>C/N</b>	<b>K-Total (%)</b>	<b>P Total (%)</b>
R1< 0,5 mg/L	0,1757	0,0106	16,5754	0,0708	0,0033
R2= 1,0 mg/L	0,4238	0,0206	20,5728	0,1467	0,008
R3= 1,5 mg/L	0,6487	0,052	12,475	0,1362	0,0086
R4= 2,0 mg/L	0,0521	0,007	7,4428	0,0349	0,0014
R5= 2,5 mg/L	0,1576	0,0477	3,3039	0,1298	0,0083
<b>Ensayo 2 : Con adición de nutrientes</b>					
	<b>C-Total (%)</b>	<b>N-Total (%)</b>	<b>C/N</b>	<b>K-Total (%)</b>	<b>P Total (%)</b>
R1< 0,5 mg/L	0,055	2,15	0,025	3,73	0,29
R2= 2,0 mg/L	0,054	2,05	0,026	3,43	0,35
R3= 2,5 mg/L	0,058	2,45	0,024	3,97	0,26

\*Resultados reportados en base húmeda

Los resultados de la caracterización fisicoquímica del producto del ensayo 1, en todos los casos se encuentran muy por debajo de los valores obtenidos en estudios anteriores (Barrena, 2006, Pérez, 2008, Soto and Zambrano, 2014), situación que se puede deber principalmente a

De acuerdo con la Tabla 13, el contenido de C-Total en el producto evidencia el proceso degradativo típico, ya que por ser uno de los principales elementos usados por los microorganismos como fuente de energía durante el proceso de biodegradación aerobia éste disminuye constantemente debido a la mineralización biológica y a su pérdida en forma de CO<sub>2</sub> (Díaz and Savage, 2007). A pesar de que el contenido de C-Total final para ambos ensayos se encuentra por debajo de lo mencionado en estudios anteriores para compostaje a escala real de BOM de acuerdo con lo mencionado por Marmolejo (2011), los resultados muestran cercanía a lo reportado por Soto and Zambrano (2014) para ensayos a escala de laboratorio con BOM de similares características, por lo que estos resultados se atribuye principalmente al bajo contenido de COT inicial (18,49%) presente en el sustrato utilizado (Ver Tabla 6).

El bajo contenido de N en el producto del ensayo 1 se relaciona con el insuficiente contenido de N inicial (1,74%) y por tanto de la inadecuada relación C/N (20,48) en los BOM utilizados como sustrato, que se ve acrecentado con la disminución significativa ocasionada por las pérdidas de nitrógeno típicas del proceso y además, de acuerdo con lo mencionado por ([Chang and Chen, 2010](#)) a la no presencia de la fase de maduración, al igual que a las altas temperaturas durante el proceso y a los mayores valores de pH alcanzados al final del mismo.

Para el ensayo 2 por su parte, a pesar de no haberse presentado la etapa de maduración, el contenido de N reporta para todos los reactores valores superiores al 2%, sobrepasando el valor mínimo (1%) establecido por la NTC 1567 ([ICONTEC, 2011](#)) y alcanzando valores cercanos a los recomendados por [Soto and Meléndez \(2004\)](#) para productos de procesos de compostaje aptos para usarse como abonos orgánicos, situación que se puede deber a que la solución de nutrientes adicionada permite alcanzar un mejor contenido de N en el sustrato inicial. Sin embargo, lo anterior no mejora la relación C:N:P del producto debido a que la solución de nutrientes adicionada no contiene C, razón por la cual este elemento continua siendo menor a lo requerido, limitando consigo la relación mencionada.

La relación C/N para el ensayo 1, presenta para R4 y R5 valores por debajo de 10, que de acuerdo con [Zmora-Nahum et al. \(2005\)](#) y [Figueroa \(2010\)](#) indica un agotamiento de la materia orgánica del producto resultante del ensayo, sin embargo dicha relación pudo haberse visto influenciada por los deficientes contenidos de C y N en sustrato inicial y no a la estabilización del producto, ya que la relación es mucho más baja de lo esperado, teniendo en cuenta que el proceso no se desarrolló en su totalidad puesto que para alcanzar la estabilidad del producto final es necesario que se lleve a cabo la etapa de maduración y en este caso solo llegó hasta la etapa de enfriamiento. Por el contrario, la relación C/N del producto resultante del ensayo 2, presenta en todos los casos valores muy inferiores a los reportados por diferentes autores ([Barrena, 2006](#), [Pérez, 2008](#), [Soto and Zambrano, 2014](#)), situación que se debe al aumento del contenido de N ocasionado por la solución de nutriente en relación con el deficiente contenido de C del sustrato inicial.

Los resultados obtenidos para el contenido de P reportan valores bajos en los reactores del ensayo 1 en comparación a los valores reportados por [Marmolejo \(2011\)](#) para compostaje de BOM escala real y al valor mínimo (1%) indicado como límite en la NTC 516 ([ICONTEC, 2011](#)) para productos con compostaje completo, situación que se debe al deficiente contenido de estos elementos en el sustrato inicial y a la no presencia de la etapa de maduración en el proceso. En el ensayo 2 se observa que a pesar de que aumentó el contenido de P con respecto al ensayo 1, éste sigue sin alcanzar el valor establecido por la NTC 1567 ([ICONTEC, 2011](#)) para productos con compostaje completo, pero si se encuentra dentro del rango (0,15% - 1,5%) mencionado por [Soto and Meléndez \(2004\)](#) para investigaciones a escala de laboratorio con BOM de características similares.

La caracterización del ensayo 2 al cual se le adicionó nutrientes indicó una mejoría considerable en la relación DQO:N:P con respecto al sustrato sin adición de nutrientes, ya que pasó de 100:2,1:0,53 a 100:3,2:0,98; no obstante, esta relación aún está por debajo de la recomendada para sistemas aerobios la cual corresponde a C:100, N:5 y P:1 ([Metcalf and Eddy, 2003](#)).

El contenido de K en el ensayo 1 presenta valores inferiores a los reportados por [Marmolejo \(2011\)](#) para compostaje de BOM a escala real, mientras que el contenido de este mismo elemento en el ensayo 2 (a pesar de que el ensayo no se pudo llevar hasta la etapa de maduración) presenta valores superiores al valor mínimo (1%) establecido en la NTC 1567 ([ICONTEC, 2011](#)) y valores cercanos a los reportados por [Marmolejo \(2011\)](#) para compostaje de BOM a escala real.

Al final de los ensayos se obtuvo además un contenido de Lignina del 0,99%, valor que indica que ésta no fue totalmente mineralizada durante el proceso, lo que se relaciona con que los hongos de pudrición blanca que son los microorganismos más eficientes en la mineralización de la misma, no sobreviven a la fase termófila de compostaje y por lo tanto no pueden completar la degradación de la lignina ([Tuomela et al., 2000](#)); sin embargo teniendo en cuenta que el contenido de Lignina en el sustrato inicial era de 1,59%, se

presentó un 59% de reducción durante el proceso de biodegradación, valor cercano al 62% reportado por Komilis and Ham (2003) como el porcentaje de reducción esperado durante biodegradación aerobia de residuos de alimentos.

## 9 CONCLUSIONES

- El comportamiento de la temperatura, el pH y el OD observado a lo largo de los dos ensayos, muestra que la metodología empleada logra simular adecuadamente en el tiempo estipulado (240 horas) el proceso de biodegradación aerobia de BOM durante las tres tapas estudiadas.
- Los BOM utilizados como sustrato son biodegradables y sus características fisicoquímicas corresponden a las de un municipio con separación en la fuente y recolección selectiva.
- El oxígeno disuelto influye de manera significativa en el potencial de biodegradabilidad aerobia de los BOM, puesto que se encontró que en los reactores con concentraciones de OD de 2,0 y 2,5 mg/L, los residuos utilizados como sustrato aumentaron su capacidad de biodegradación, facilitando el proceso de compostaje y alcanzando mayores eficiencias en la remoción de la DQO<sub>(T)</sub>; así mismo, se encontró que en los reactores con concentraciones de OD de 1,0, 1,5 y 0,5 mg/L la actividad biológica se vio limitada significativamente, disminuyendo la utilización del sustrato y la calidad del producto obtenido.
- La adición de nutrientes logró estimular la actividad biológica de los consorcios microbianos, obteniendo como resultado incrementos significativos de la TCO, TUS y TCB en todos los casos, incluso para la condición crítica (concentración de OD menor a 0,5 mg/L).
- La solución de nutrientes adicionada no logró satisfacer totalmente los requerimientos de P del sustrato.

## 10 RECOMENDACIONES

- Modificar la solución de nutrientes o utilizar un material enmienda que permita satisfacer en mayor medida las deficiencias nutricionales de los BOM.
- Utilizar para próximos experimentos difusores de oxígeno que permitan disminuir el tamaño de la burbuja generada por la aireación y hacer más eficiente el proceso de transferencia de oxígeno.
- Cambiar la configuración del reactor hacia una forma longitudinal que permita hacer más eficiente la transferencia de oxígeno.
- Aumentar la frecuencia de la medición para obtener una mayor representatividad en los datos obtenidos durante cada una de las etapas estudiadas.



## 11 BIBLIOGRAFÍA

- ADANI, F., UBBIALI, C. & GENERINI, P. 2006. The determination of biological stability of composts using the Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years. *Waste Management*, 26, 41-48.
- AIDIS, A. I. D. I. S. Y. A., GÜNTHER, W. M. R. & GRIMBERG, E. 2005. *Directrices para la gestión integrada y sostenible de residuos sólidos urbanos en America Latina y el Caribe*, São Paulo, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- ANSORENA, J. 1994. Sustratos propiedades y caracterización. *Mundi-Prensa. Madrid, España*.
- BARRENA, R. 2006. *Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso*. Universitat Autònoma de Barcelona.
- BARRENA, R., ARTOLA, A., FONT, X., GEA, T., POGNANI, M., PONSÁ, S., COLÓN, J., RUGGIERI, L. & SÁNCHEZ, A. 2013. La respirometría como herramienta para la clasificación de la biodegradabilidad de residuos orgánicos. Resultados de la experiencia de 10 años. . In: COMPOSTAJE, G. D. I. E. & QUÍMICA, D. D. I. (eds.). Barcelona, España Grupo de investigación en compostaje Departamento De Ingeniería Química
- BARRENA, R., VÁZQUEZ, F., GORDILLO, M., GEA, T. & SÁNCHEZ, A. 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresource Technology*, 96, 1153-1159.
- BECK-FRIIS, B., SMÅRS, S., JÖNSSON, H. & KIRCHMANN, H. 2001. Structures and Environment: Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78, 423-430.
- BIDLINGMAIER, W. 1996. Odour emissions from composting plants. *The Science of Composting*, 1, 71-79.
- BRETZ, F., HOTHORN, T. & WESTFALL, P. 2010. *Multiple comparisons using R*, CRC Press.
- CÁCERES, R., FLOTATS, X. & MARFÀ, O. 2006. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, 26, 1081-1091.
- CALVA, A., CRESCENCIO, L. & ROJAS, R. 2014. Diagnóstico de la gestión de residuos sólidos urbanos en el municipio de Mexicali, México: Retos para el logro de una planeación sustentable. *Información tecnológica*, 25, 59-72.
- CASTELLS, X. 2012. *Tecnologías aplicables al tratamiento de residuos: Reciclaje de residuos industriales*, Ediciones Díaz de Santos.
- CASTRILLÓN, O., BEDOYA, O. & MONTOYA, D. V. 2012. Efecto del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost. *Producción + Limpia* Vol. 1 Nº 2
- CCE, C. D. L. C. E. 2008. Sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea.
- CIGGIN, A. & ORHON, D. 2014. Effect of storage on the respirometric relationship between substrate utilization and microbial growth. *Bioresource Technology*, 167, 331-335.
- CNMA, C. N. M. A. 2000. Norma De Calidad Compost.
- COSTA, M., CESTONARO, T., COSTA, L., ROZATTI, M., CARNEIRO, L., PEREIRA, D. & LORIN, H. 2015. Improving the nutrient content of sheep bedding compost by adding cattle manure. *Journal of Cleaner Production*, 86, 9-14.
- CHANG, J. & CHEN, Y. 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology*, 101, 5917-5924.
- CHENG, J. 2010. *Biomass to renewable energy processes*, CRC Press Inc.
- CHICA, A., ARTOLA, A., ROSAL, A., SOLE-MAURI, F., FERNANDEZ, F., GARCIA, J., PEREZ, M., DIAZ, M., GONZALEZ, R. & FONT, X. 2015. *Ingeniería y aspectos técnicos de la digestión aeróbica II. 3*, Ediciones Paraninfo, SA.

- CHIUMENTI, A., CHIUMENTI, R., DÍAZ, L., SAVAGE, G., EGGERTH, L. & GOLDSTEIN, N. 2005. Modern composting technologies. *BioCycle-JG Press Emmaus, PA*.
- CHRISTENSEN, T. 2011. *Solid waste technology & management*, Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- DE BERTOLDI, M., VALLINI, G. & PERA, A. 1983. The biology of composting: A review. *Waste Management & Research*, 1, 157-176.
- DE GUARDIA, A., PETIOT, C. & ROGEAU, D. 2008. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste Management*, 28, 73-84.
- DELFIN, I. & DURÁN, C. 2003. Biodegradación de residuos urbanos lignocelulósicos por *Pleurotus*. *Rev Int Contam Ambient*, 19, 37-45.
- DENES, J., TREMIER, A., MENASSERI-AUBRY, S., WALTER, C., GRATTEAU, L. & BARRINGTON, S. 2015. Numerical simulation of organic waste aerobic biodegradation: A new way to correlate respiration kinetics and organic matter fractionation. *Waste Management*, 36, 44-56.
- DIAZ, L. & SAVAGE, G. 2007. Chapter 4 Factors that affect the process. *Waste Management Series*. Elsevier.
- DIAZ, M., MADEJÓN, E., LÓPEZ, F., LÓPEZ, R. & CABRERA, F. 2002. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochemistry*, 37, 1143-1150.
- FIELD, J. 1987. Medición de parámetros en reactores del manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente, Universidad Agrícola de Wageningen Holanda EN: Universidad del Valle, Corporación Autónoma Regional del Cauca, Universidad Agrícola de Wageningen. *Arranque y operación de sistema de flujo ascendente con manto de lodos UASB, Santiago de Cali*.
- FIGUEREDO, N. 2010. *Estudio del proceso de compostaje de los lodos producidos en la operación de pelambre en la industria del curtido de pieles*. Universidad Nacional de Colombia.
- FOGLER, H. 2001. *Elementos de ingeniería de las reacciones químicas*, Pearson educación.
- GAO, M., LIANG, F., YU, A., LI, B. & YANG, L. 2010. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*, 78, 614-619.
- GUO, R., LI, G., JIANG, T., SCHUCHARDT, F., CHEN, T., ZHAO, Y. & SHEN, Y. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology*, 112, 171-178.
- HAUG, R. 1993. *The practical handbook of compost engineering*, CRC Press.
- ICONTEC, I. C. D. N. T. Y. C. 2011. Norma Técnica NTC 5167. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo. In: ICONTEC (ed.). Bogotá D.C.
- INSAM, H. & DE BERTOLDI, M. 2007. Chapter 3 Microbiology of the composting process. In: L.F. DIAZ, M. D. B. W. B. & STENTIFORD, E. (eds.) *Waste Management Series*. Elsevier.
- JARAMILLO, G. & ZAPATA, L. 2008. Aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos en Colombia. *Universidad de Antioquia, Colombia*.
- KNOBELSDORF, J. 2005. *Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- KOMILIS, D. & HAM, R. 2003. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Management*, 23, 419-423.
- KULIKOWSKA, D. & GUSIATIN, Z. 2015. Sewage sludge composting in a two-stage system: Carbon and nitrogen transformations and potential ecological risk assessment. *Waste Management*.
- KUMAR, M., OU, Y. & LIN, J. 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30, 602-609.
- LAIRD, N. M. & WARE, J. H. 1982. Random-effects models for longitudinal data. *Biometrics*, 963-974.

- LASARIDI, K. & STENTIFORD, E. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research*, 32, 3717-3723.
- LU, Y., WU, X. & GUO, J. 2009. Characteristics of municipal solid waste and sewage sludge co-composting. *Waste Management*, 29, 1152-1157.
- MADIGAN, M., MARTINKO, J., PARKER, J., FERNÁNDEZ, M., FERNÁNDEZ, C. & PÉREZ, M. 2004. *Brock Biología de los microorganismos*, prentice hall.
- MARMOLEJO, L. 2011. *Marco conceptual para el aprovechamiento en plantas de manejo de residuos sólidos de poblaciones menores a 20.000 habitantes del norte del Valle del Cauca -Colombia* Doctoral, Universidad del Valle.
- MARMOLEJO, L., OVIEDO, É., JAIME, J. & TORRES, P. 2010. Influencia de la separación en la fuente sobre el compostaje de residuos sólidos municipales. *Agronomía Colombiana*, 28, 319-328.
- MARMOLEJO, L., TORRES, P., OVIEDO, R., GARCÍA, M. & DÍAZ, L. 2011. Análisis del funcionamiento de plantas de manejo de residuos sólidos en el norte del Valle del Cauca, Colombia. *Revista EIA*, 163-174.
- MÁRQUEZ, P., BLANCO, M. & CAPITÁN, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. *Compostaje*, 93.
- MARTÍNEZ SEPÚLVEDA, J. A. & MONTOYA GÓMEZ, N. J. 2013. Análisis preliminar de la viabilidad de obtención de bioetanol a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. *Producción + Limpia*, 8, 72-84.
- MAVDT, M. D. A. V. Y. D. T. 2000. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS. Colombia.
- MELÉNDEZ, G. 2003. Fracción orgánica del suelo: residuos orgánicos y materia orgánica del suelo. In: SOTO, G., MELÉNDEZ, G. & URIBE, L. (eds.) *Abonos orgánicos: principios, aplicaciones e impactos en la agricultura*. San Jose, Costa Rica.
- METCALF, E. & EDDY, H. 2003. Wastewater engineering, treatment and reuse. *New York: McGraw-Hill*.
- MEUNCHANG, S., PANICHSAKPATANA, S. & WEAVER, R. 2005. Co-composting of filter cake and bagasse; by-products from a sugar mill. *Bioresource Technology*, 96, 437-442.
- MINAMBIENTE, M. D. A. 2002. Selección De Tecnologías De Manejo Integral De Residuos Sólidos. Bogotá, Colombia.
- MIYARES, P. & RODRÍGUEZ, M. 2007. Optimización de la distribución de aire en túneles de compostaje. *Residuos: Revista técnica*, 17, 42-51.
- MIYATAKE, F. & IWABUCHI, K. 2006. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Bioresource technology*, 97, 961-965.
- MOREIRA, M. 2009. Aplicación y selección de indicadores de calidad ecológica en la utilización de fertilizantes orgánicos para la producción de forraje: tesis doctora.
- NAKASAKI, K., YAGUCHI, H., SASAKI, Y. & KUBOTA, H. 1993. Effects Of pH Control On Composting Of Garbage. *Waste Management & Research*, 11, 117-125.
- NAVARRO, G. & NAVARRO, S. 2015. Fertilizantes: química y acción. *Ediciones Mundi Prensa*, 3 edición.
- NORBU, T., VISVANATHAN, C. & BASNAYAKE, B. 2005. Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling. *Waste management*, 25, 997-1003.
- OCDE, O. F. E. C. A. D. 2001. Revised proposal for a new guideline 309. Aerobic mineralisation in surface water- simulation biodegradation test. Paris, Francia.
- OPS, O. P. D. L. S. 2005. Informe regional sobre la evaluación de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales en la región de América Latina y El Caribe. Washington Dc.
- OPS, O. P. D. L. S. 2010. Informe de la evaluación regional del manejo de residuos sólidos urbanos en América Latina y El Caribe. Washintong D.C.

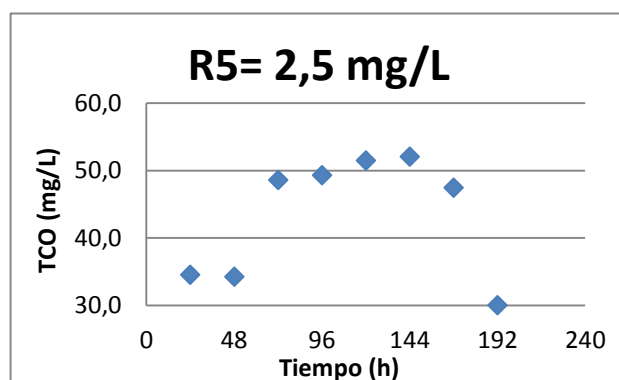
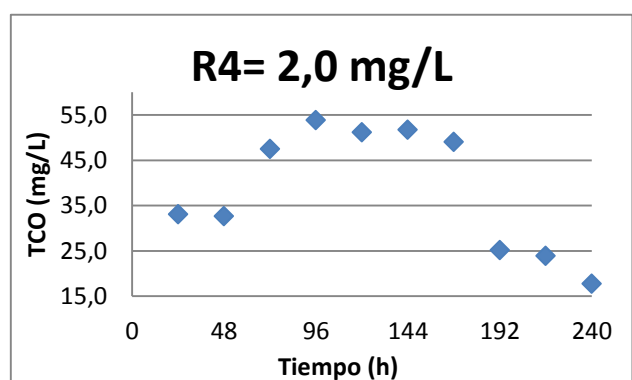
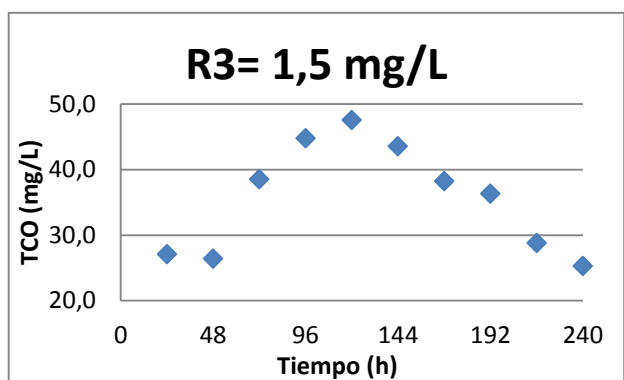
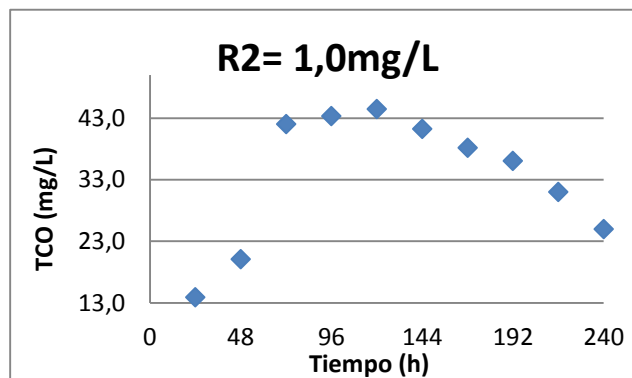
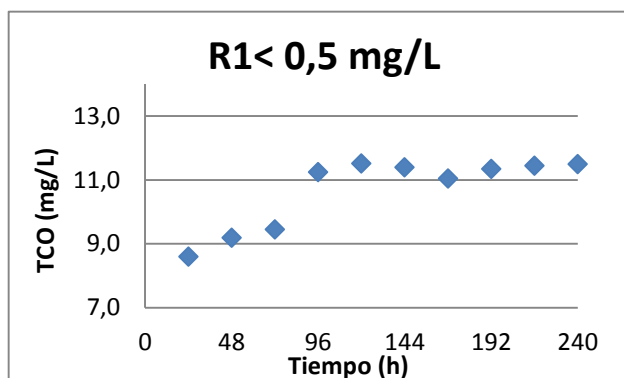
- OVIEDO, E., DAZA, M., MARMOLEJO, L., OSORIO, Á. & TORRES, P. 2013. Influencia de la incorporación de pasto estrella como material de soporte (*Cynodon Plectostachyus*) en el compostaje de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería y Desarrollo*, 31, 251-271.
- OVIEDO, E., MARMOLEJO, L. & TORRES, P. 2014a. Evaluation of the addition of wood ash to control the ph of substrates in municipal biowaste composting. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 15, 469-478.
- OVIEDO, E., MARMOLEJO, L. & TORRES, P. 2014b. Influencia de la frecuencia de volteo para el control de la humedad de los sustratos en el compostaje de biorresiduos de origen municipal. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30, 91-100.
- PARRA, B. 2014. *Producción De Metano A Partir De La Digestión Anaerobia De Biorresiduos De Origen Municipal* Maestría, Universidad del Valle.
- PARRA, B., TORRES, P., MARMOLEJO, L., CÁRDENAS, L., VÁSQUEZ, C., TORRES, W. & ORDOÑEZ, J. 2014. Influencia del ph sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal influence of ph on anaerobic digestion of municipal bio-wastes. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17, 553 - 563.
- PÉREZ, M. 2008. *Estudio y desarrollo de técnicas respirométricas para el control de la estabilidad del compost*. Tesis Doctoral, Universidad De Córdoba.
- PUYUELO, B., GEA, T. & SÁNCHEZ, A. 2010. A new control strategy for the composting process based on the oxygen uptake rate. *Chemical Engineering Journal*, 165, 161-169.
- RICHARD, T., WALKER, L., GOSSET, J. 2006. Effects of oxygen on aerobic solid-state biodegradation kinetics. *Biotechnology Progress*, 22, 60-69.
- RÖBEN, E. 2002. Manual de compostaje para municipios. *Loja, Ecuador: DED, Ilustre Municipalidad de Loja*, 68.
- ROMAN, P. 2013. Manual del compostaje del agricultor experiencias en América Latina. *Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y Agricultura*. Santiago.
- RUGGIERI, L., GEA, T., MOMPEÓ, M., SAYARA, T. & SÁNCHEZ, A. 2008. Performance of different systems for the composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste. *Biosystems Engineering*, 101, 78-86.
- SCAGLIA, B., ACUTIS, M. & ADANI, F. 2011. Precision determination for the dynamic respirometric index (DRI) method used for biological stability evaluation on municipal solid waste and derived products. *Waste Management*, 31, 2-9.
- SMÅRS, S., GUSTAFSSON, L., BECK-FRIIS, B. & JÖNSSON, H. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, 84, 237-241.
- SMITH, D. & HUGHES, J. 2004. Changes in maturity indicators during the degradation of organic wastes subjected to simple composting procedures. *Biology and fertility of soils*, 39, 280-286.
- SOLIVA, M. 2001. Compostatge I Gestio De Residuos Organics. *Estudis i monografies*. 21, 11.
- SOTO, G. & MELÉNDEZ, G. 2004. Cómo medir la calidad de los abonos orgánicos. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*, 72, 91-97.
- SOTO, J., TORRES, P., MARMOLEJO, L. & ZAMBRANO, P. 2015. Influence of pH and nutrients on the aerobic biodegradability of municipal biowastes. *Revista AFINIDAD*, 72, 572.
- SOTO, J. & ZAMBRANO, P. 2014. *Evaluación de la biodegradabilidad aerobia de biorresiduos de origen municipal*. Tesis De Pregrado, Universidad Del Valle.
- SSPD, S. D. S. P. D. 2008. Diagnóstico sectorial plantas de aprovechamiento de residuos sólidos. Colombia.
- SSPD, S. D. S. P. D. 2013. Disposición final de residuos sólidos en colombia. Colombia.
- SUNDBERG, C., SMÅRS, S. & JÖNSSON, H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95, 145-150.

- TIQUIA, S. 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99, 816-828.
- TORRES, J., DIAZ, S. & RAMOS, P. 2008. *Montaje y puesta en marcha de dos biodigestores anaerobios con residuos organicos generados en la central de mercado "plaza kennedy" en Bogota*. Universidad Manuela Beltrán
- TORRES, P., PÉREZ, A., ESCOBAR, J., URIBE, I. & IMERY, R. 2007. Compostaje de biosólidos de plantas de tratamiento de aguas residuales. *Engenharia Agrícola*, 27, 267-275.
- TOSUN, İ., GÖNÜLLÜ, M., ARSLANKAYA, E. & GÜNAY, A. 2008. Co-composting kinetics of rose processing waste with OFMSW. *Bioresource Technology*, 99, 6143-6149.
- TRÉMIER, A., TEGLIA, C. & BARRINGTON, S. 2009. Effect of initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology*, 100, 3751-3758.
- TRILLO, M. & CASTIÑEIRA, M. El ensayo de dbo como indicador de la estabilidad del compost. *Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental*, 2011. Servicio de Publicaciones, 457-467.
- TUKEY, J. 1985. The problem of multiple comparisons (1953)(unpublished manuscript). *The Collected Works of John W. Tukey*, 2, 1965-1984.
- TUMUHAIRWE, J., TENYWA, J., OTABBONG, E. & LEDIN, S. 2009. Comparison of four low-technology composting methods for market crop wastes. *Waste Management*, 29, 2274-2281.
- TUOMELA, M., VIKMAN, M., HATAKKA, A. & ITÄVAARA, M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, 72, 169-183.
- VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. 1999. O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. *O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação*. epgraf.
- VERBEKE, G. & MOLENBERGHS, G. 2009. *Linear mixed models for longitudinal data*, Springer Science & Business Media.
- WAGLAND, S., TYRREL, S., GODLEY, A. & SMITH, R. 2009. Test methods to aid in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Management*, 29, 1218-1226.
- WONG, J., MAK, K., CHAN, N., LAM, A., FANG, M. & ZHOU, L. 2001. Co-compostaje de residuos de soja y hojas en Hong Kong. *Bioresource Technology*, 76.
- ZAMORA, G. 2007. *Optimización de la operación de un reactor aerobico de biopelícula bacteriana inmovilizada: Incidencia de los nutrientes en la biosíntesis de polihidroxialcanoato (pha) como producto del tratamiento de efluentes de celulosa kraft*. Magister, Universidad de Cocepción.
- ZHU, N. 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Bioresource technology*, 97, 1870-1875.
- ZMORA-NAHUM, S., MARKOVITCH, O., TARCHITZKY, J. & CHEN, Y. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 2109-2116.

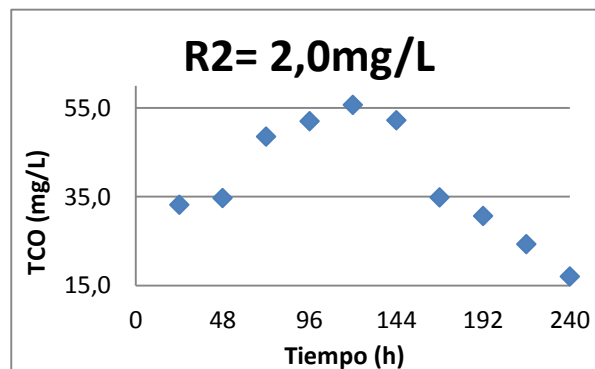
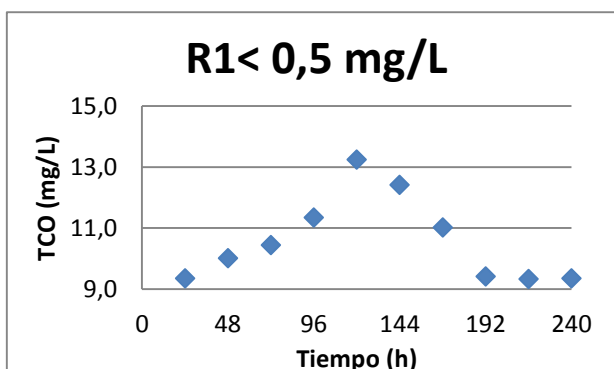


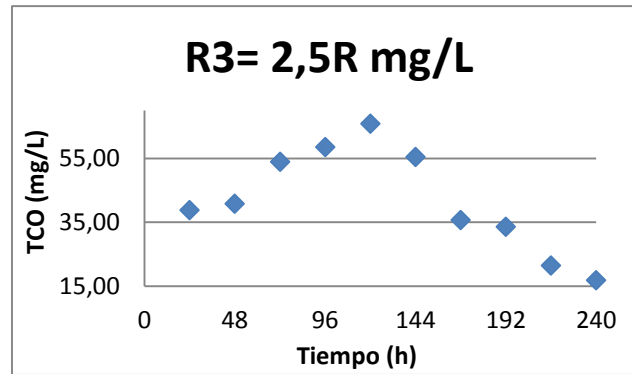
## ANEXOS

### • TASA DE CONSUMO DE OXÍGENO (TCO) – ENSAYO 1



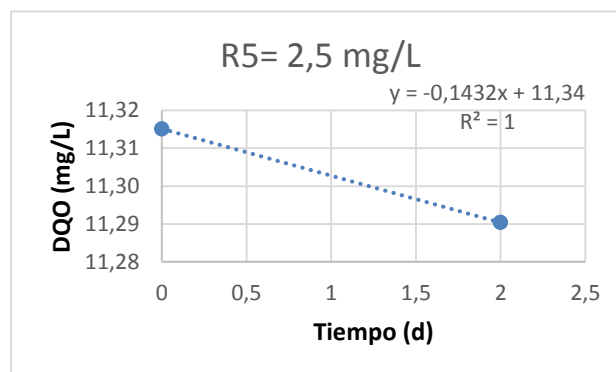
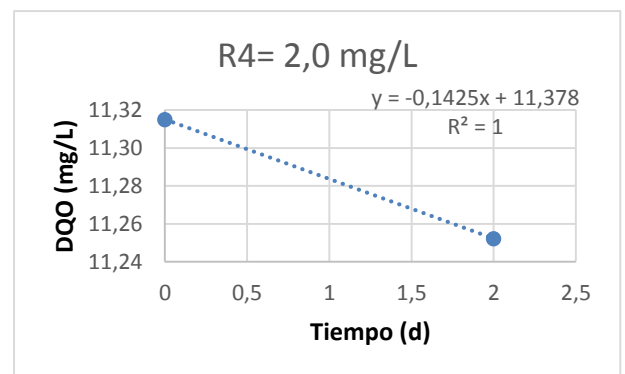
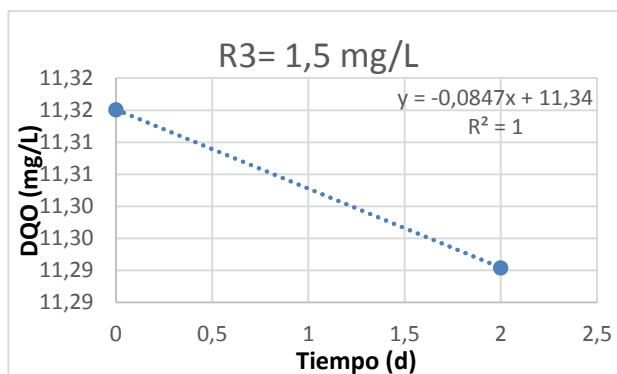
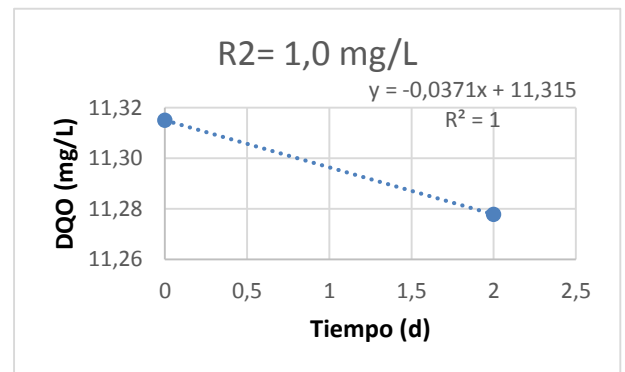
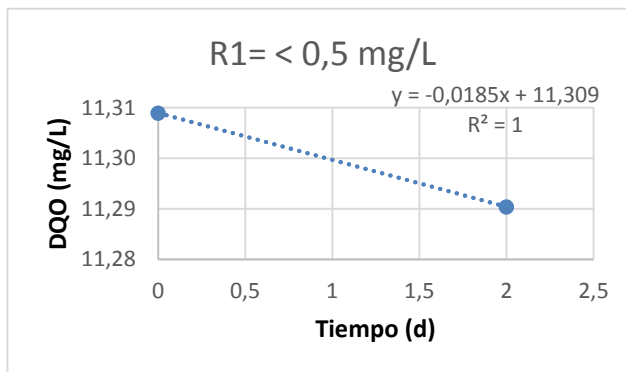
### • TASA DE CONSUMO DE OXÍGENO (TCO) – ENSAYO 2



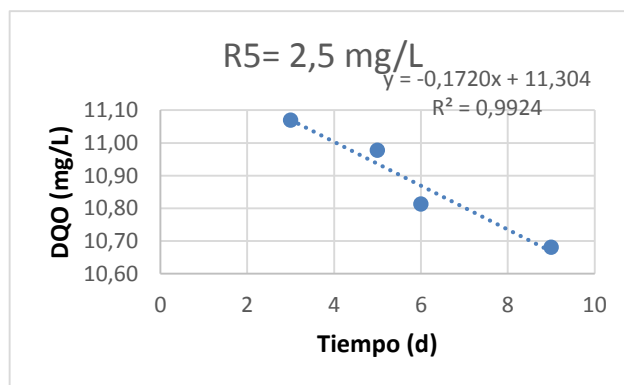
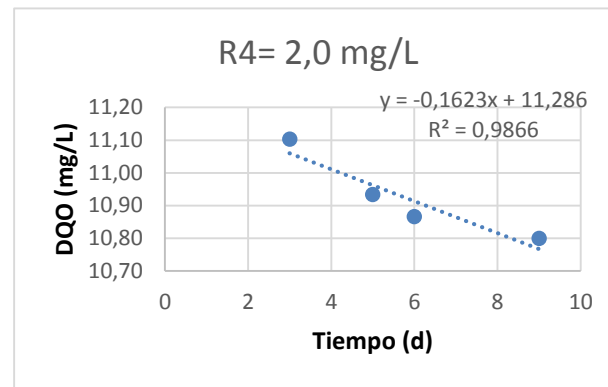
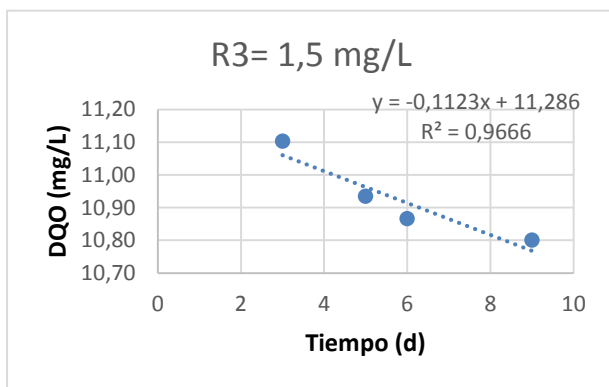
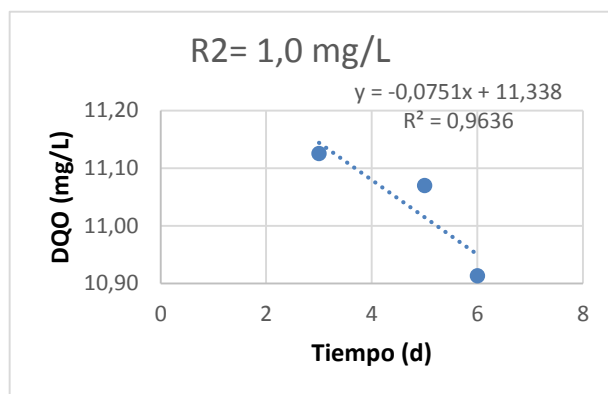
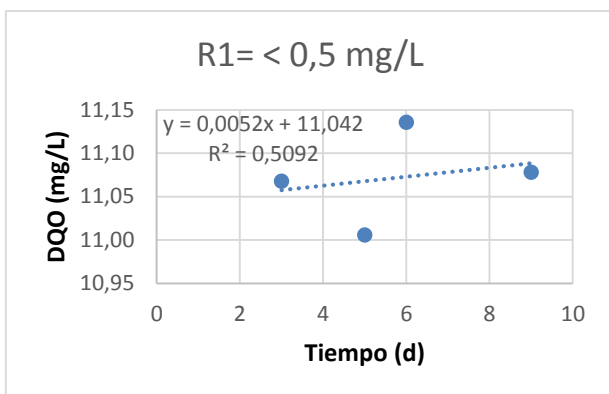


• TASA DE DEGRADACIÓN DE SUSTRATO (TUS) - ENSAYO 1 (SIN NUTRIENTES)

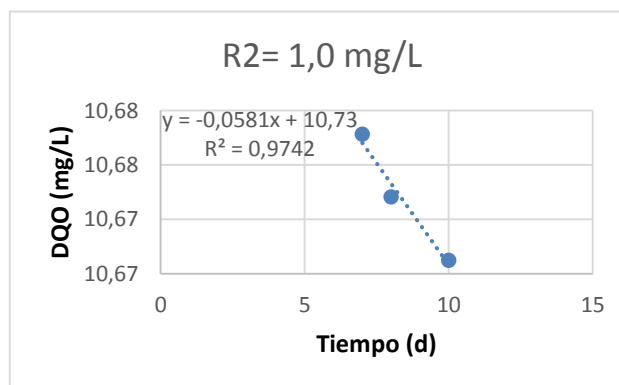
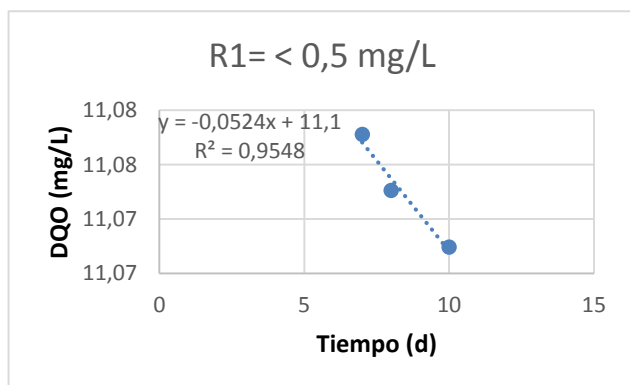
Etapas Mesofílica



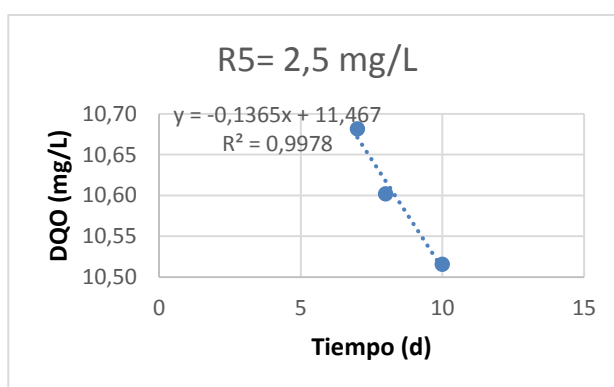
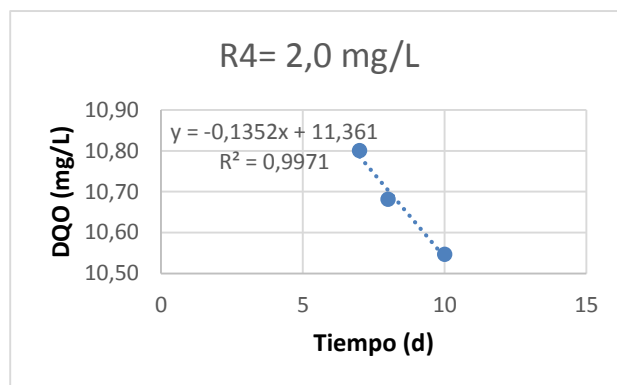
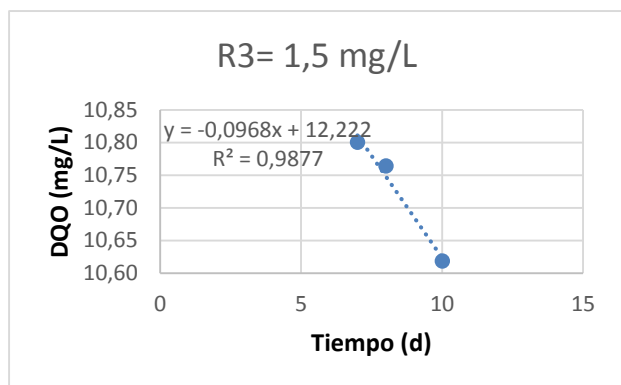
## Etapa Termofílica



## Etapa De Enfriamiento

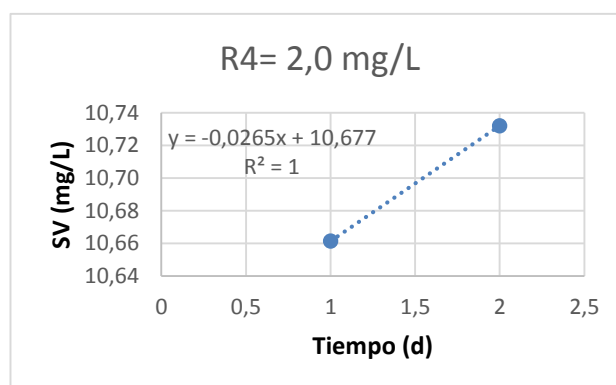
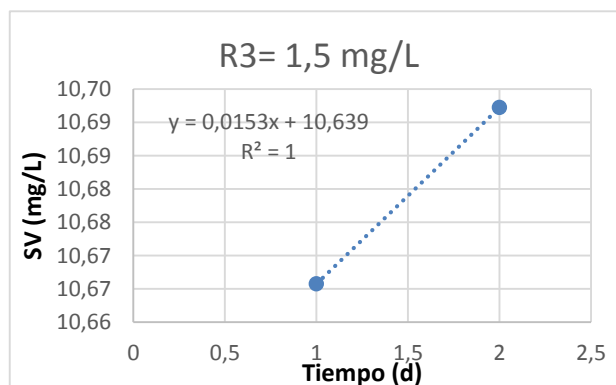
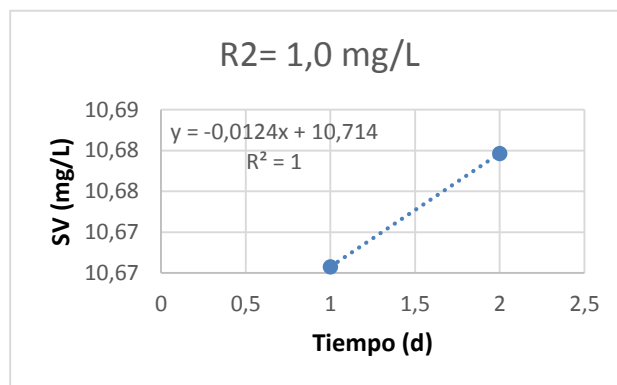
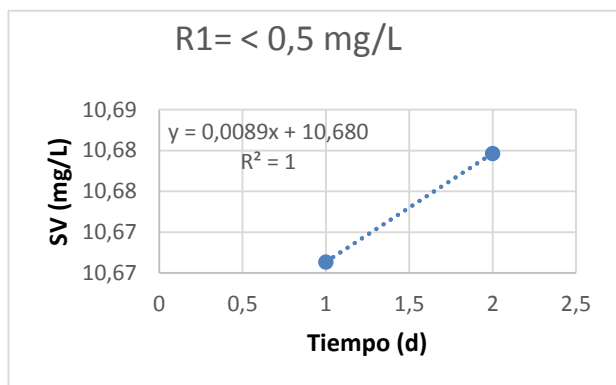


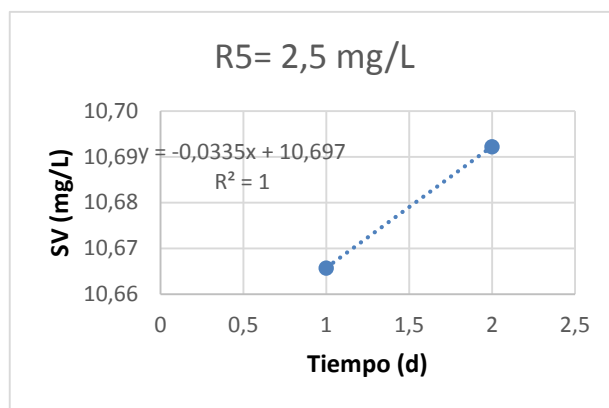




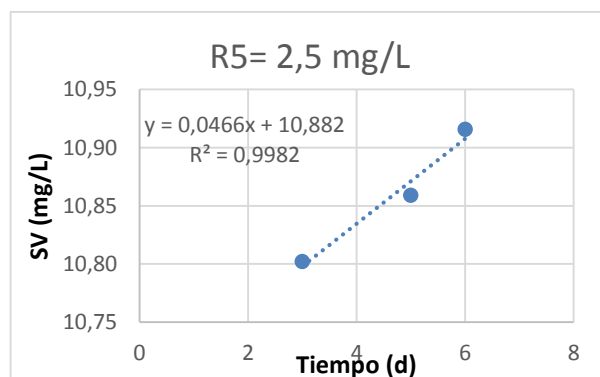
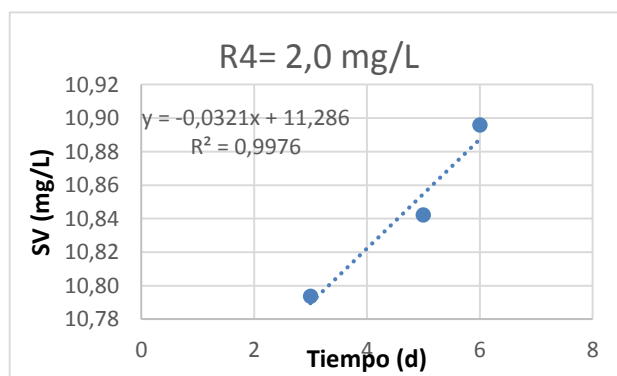
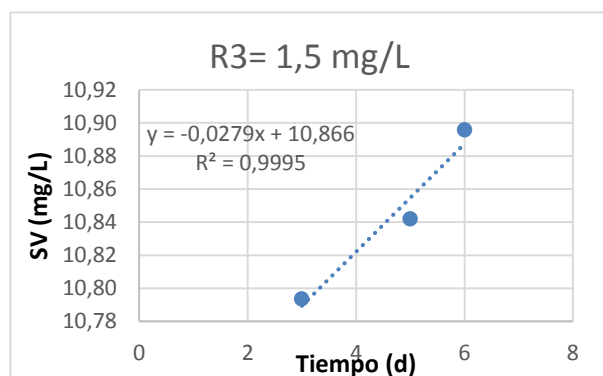
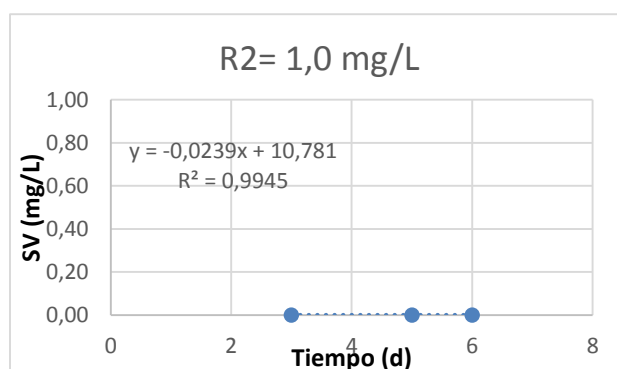
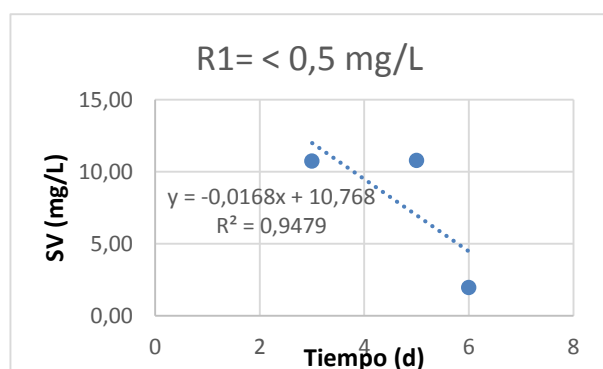
- TASA DE CRECIMIENTO BACTERIANO (TCB) - ENSAYO 1 (SIN NUTRIENTES)

Etapas Mesofílica

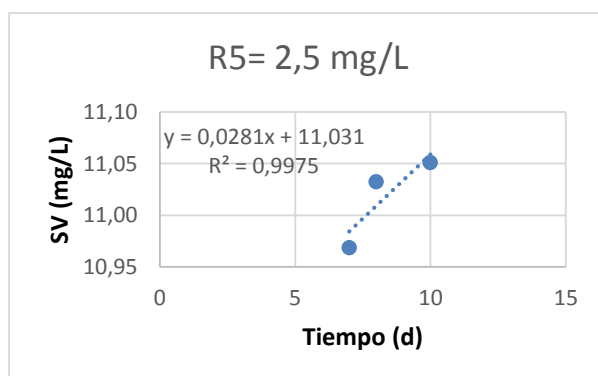
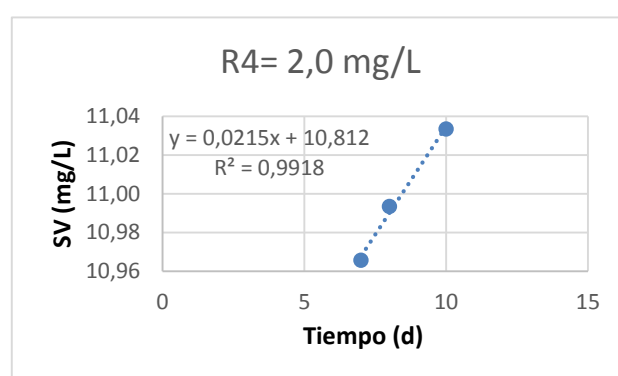
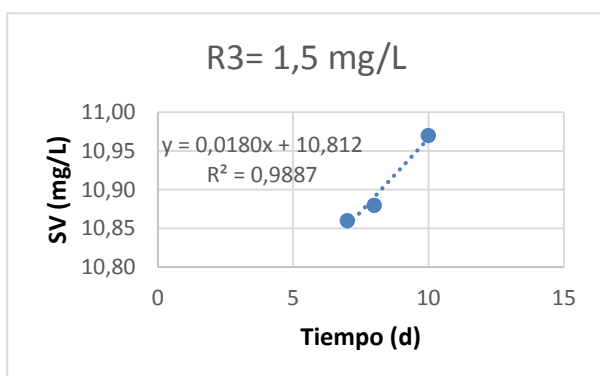
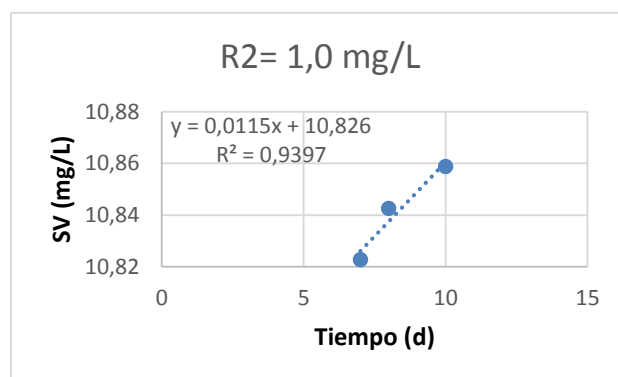
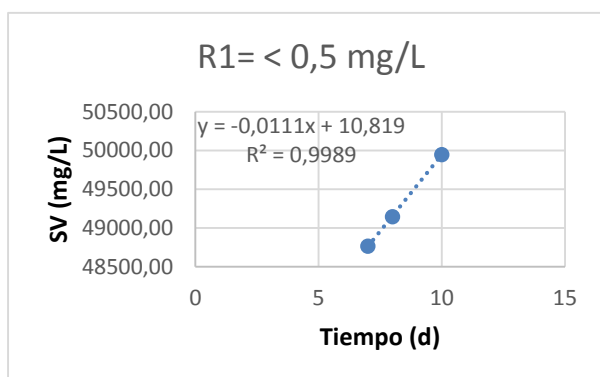




### Etapla Termofílica

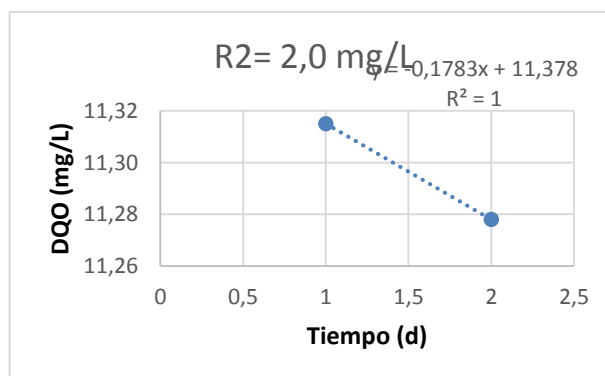
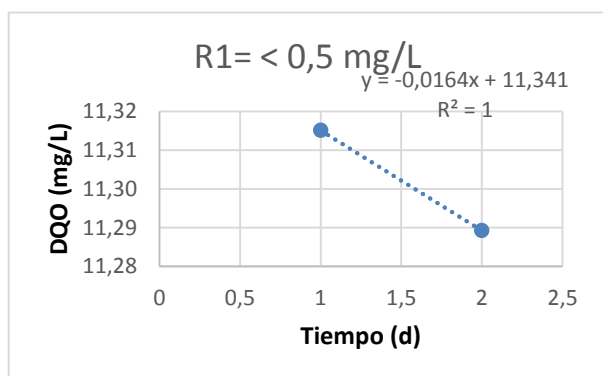


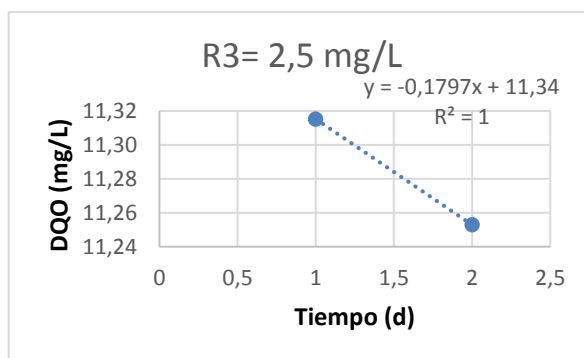
## Etapa De Enfriamiento



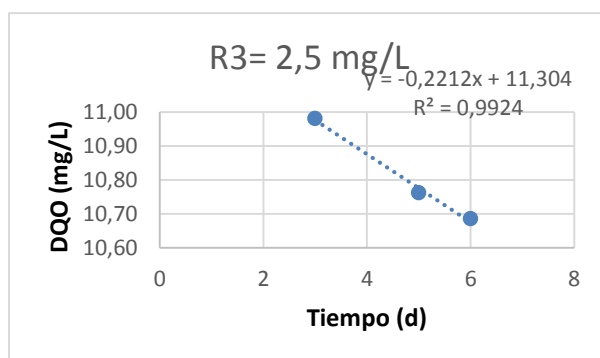
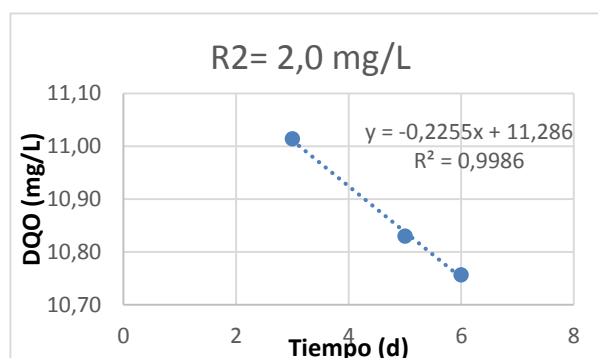
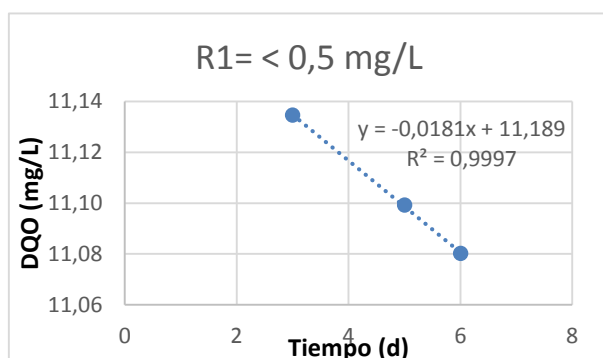
## • TASA DE DEGRADACIÓN DE SUSTRATO – ENSAYO 2 (CON NUTRIENTES)

### Etapa Mesofílica

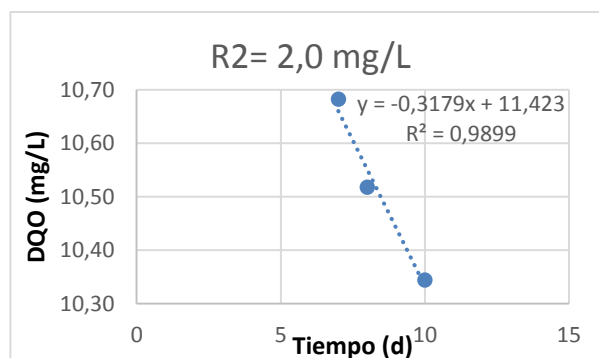
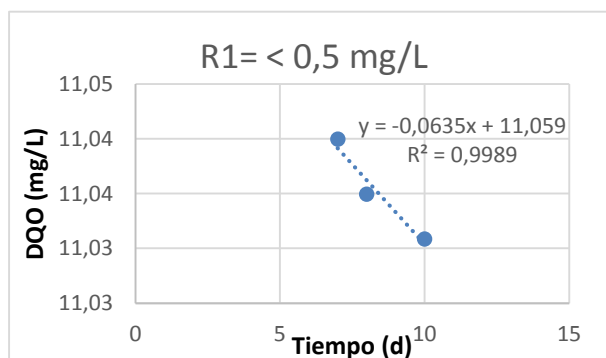


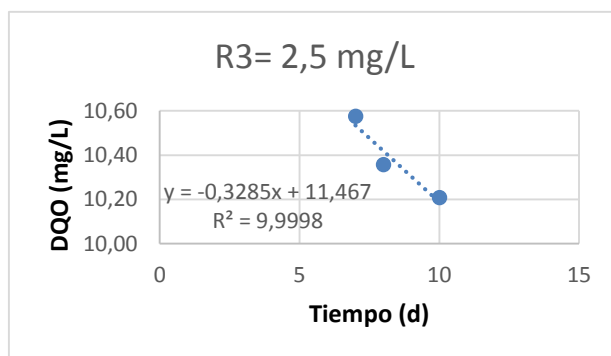


### Etapas Termofílica



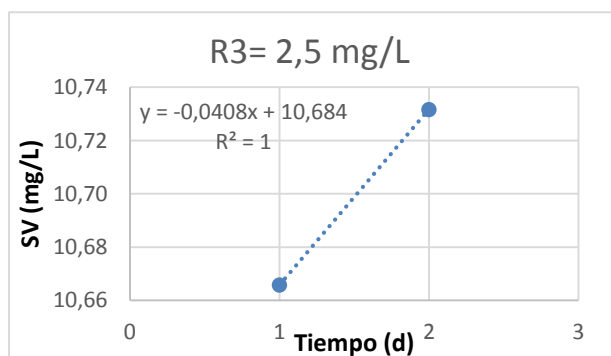
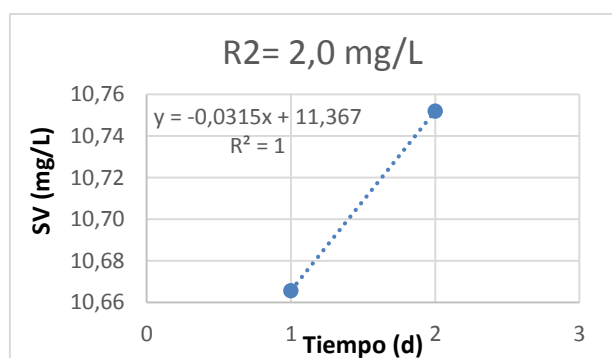
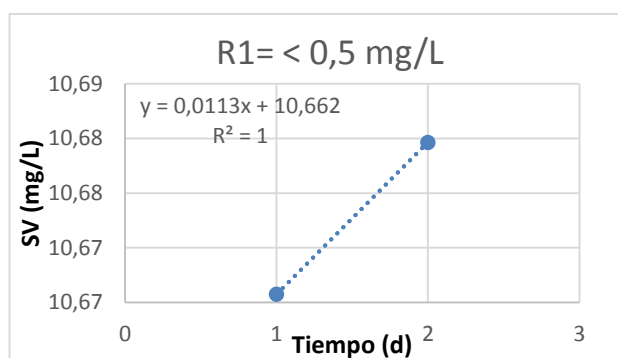
### Etapas De Enfriamiento



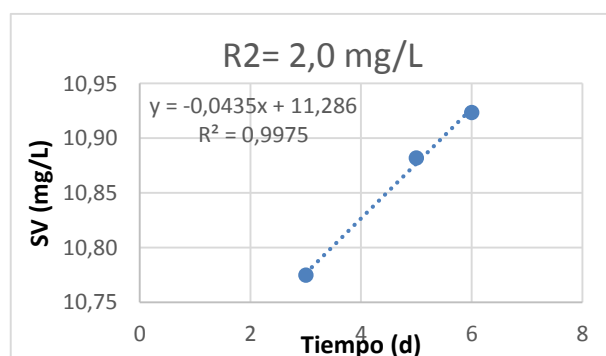
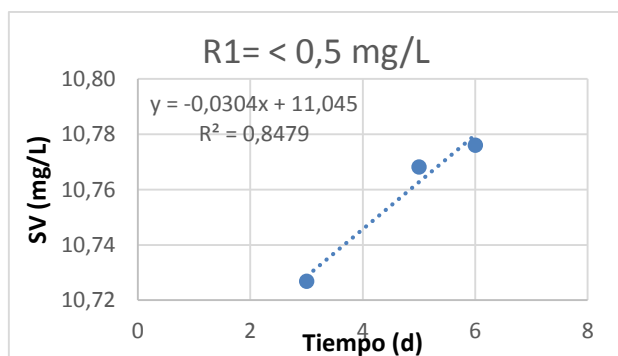


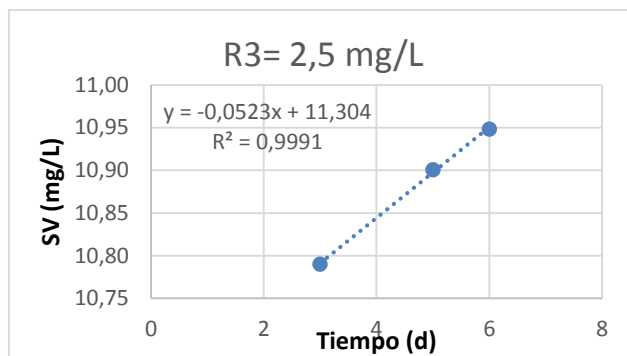
• TASA DE CRECIMIENTO BACTERIANO - ENSAYO 2 (CON NUTRIENTES)

Etapas Mesofílica

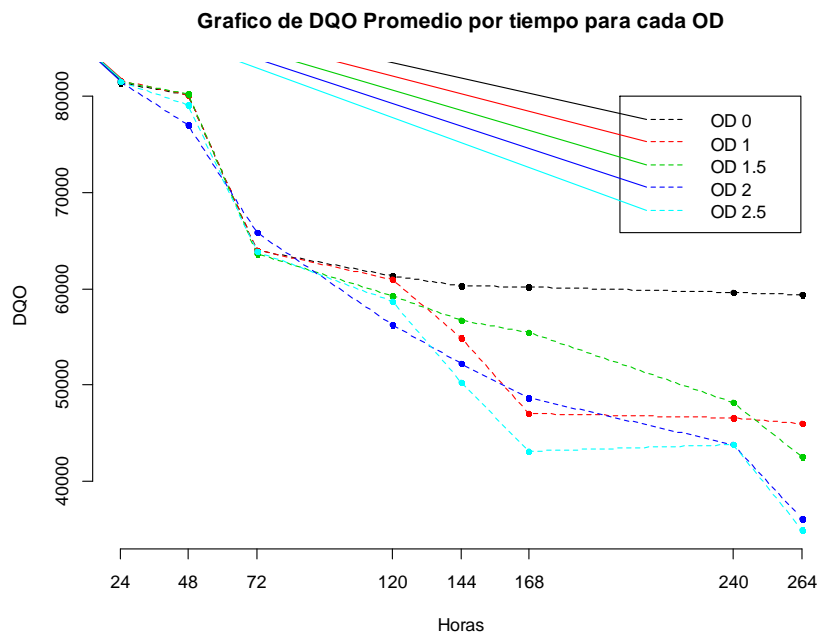
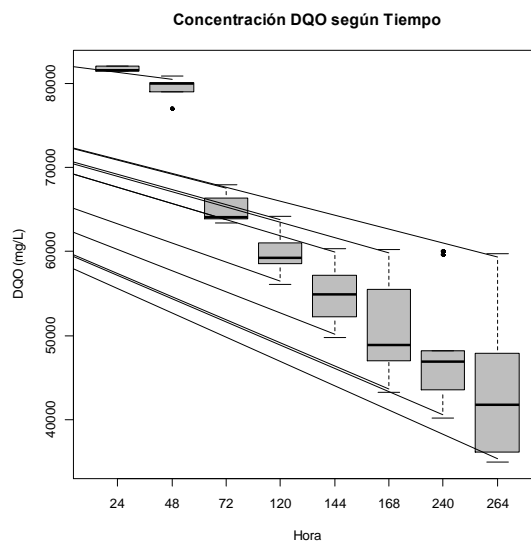
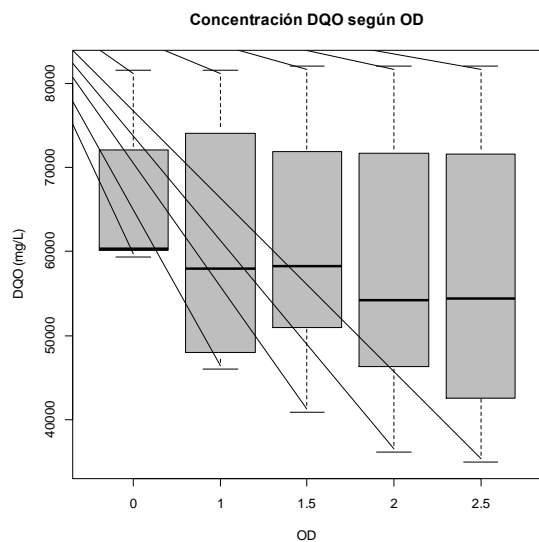


Etapas Termofílica





## Análisis Estadístico – Ensayo 1



## Resultados

**Tabla 14.** Estimación de los efectos fijos

Tratamiento	Parámetro	Estimación	Error Estándar	Valor t	Valor-p
OD <sub>0</sub>	$\alpha_0$	11,4287	0,0378	302,3739	< 2e-16
OD <sub>1</sub>	$\alpha_1 - \alpha_0$	-0,0813	0,0247	-3,2995	0,0010
OD <sub>1.5</sub>	$\alpha_2 - \alpha_0$	-0,0884	0,0247	-3,5850	0,0003
OD <sub>2</sub>	$\alpha_3 - \alpha_0$	-0,1444	0,0247	-5,8582	4,68E-09
OD <sub>2.5</sub>	$\alpha_4 - \alpha_0$	-0,1723	0,0247	-6,9887	2,77E-12
Hora	$\beta$	-0,0026	0,0003	-10,0279	< 2e-16

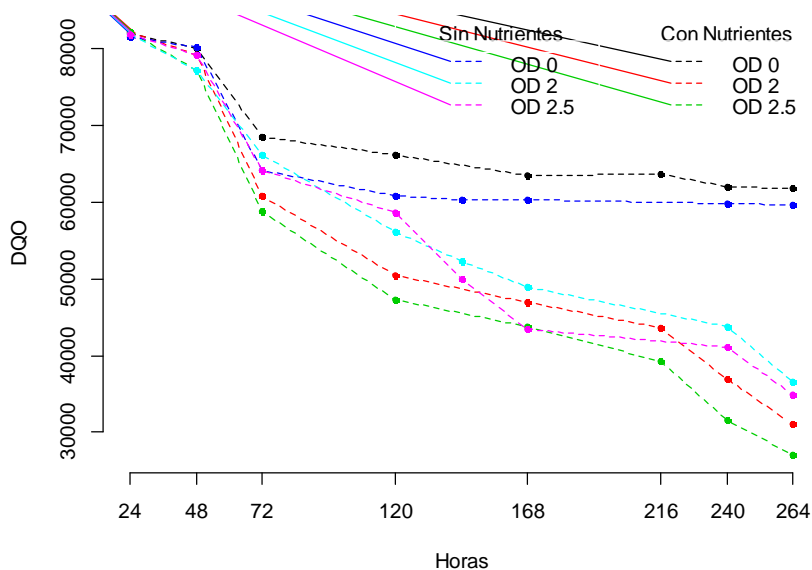
**Tabla 15.** Comparaciones múltiples con la prueba de Tukey

Comparación	Estimación	Error Estándar	Valor t	Valor-p
OD <sub>1</sub> - OD <sub>0</sub>	-0,0813	0,0247	-3,299	0,0088 *
OD <sub>1.5</sub> - OD <sub>0</sub>	-0,0884	0,0247	-3,585	0,0031 *
OD <sub>2</sub> - OD <sub>0</sub>	-0,1444	0,0247	-5,858	< 0,001 *
OD <sub>2.5</sub> - OD <sub>0</sub>	-0,1723	0,0247	-6,989	< 0,001 *
OD <sub>1.5</sub> - OD <sub>1</sub>	-0,0070	0,0247	-0,2850	0,9986
OD <sub>2</sub> - OD <sub>1</sub>	-0,0631	0,0247	-2,559	0,0783
OD <sub>2.5</sub> - OD <sub>1</sub>	-0,0909	0,0247	-3,689	0,0021 *
OD <sub>2</sub> - OD <sub>1.5</sub>	-0,0560	0,0247	-2,273	0,1535
OD <sub>2.5</sub> - OD <sub>1.5</sub>	-0,0839	0,0247	-3,404	0,0060 *
OD <sub>2.5</sub> - OD <sub>2</sub>	-0,0279	0,0247	-1,131	0,7904

\* Se presentan diferencias estadísticamente significativas a un nivel del 5%.

## Análisis Estadístico – Ensayo 2

**Gráfico de DQO Promedio por tiempo y para cada OD**





## Resultados

**Tabla 14.** Estimación de los efectos fijos

Tratamiento	Parámetro	Estimación	Error Estándar	Valor t	Valor-p
Intercepto	$\alpha_0$	11,5206	0,0567	202,873	< 2e-16
Sin Nutrientes	$\alpha_1 - \alpha_0$	-0,0563	0,0320	-1,757	0,0789
OD <sub>2</sub>	$\alpha_{21} - \alpha_0$	-0,2738	0,0320	-8,541	< 2e-16
OD <sub>2.5</sub>	$\alpha_{22} - \alpha_0$	-0,3494	0,0320	-10,902	< 2e-16
Sin Nutrientes:OD <sub>2</sub>	$\alpha_{31} - \alpha_0$	0,1150	0,0453	2,539	0,0111
Sin Nutrientes:OD <sub>2.5</sub>	$\alpha_{32} - \alpha_0$	0,1604	0,0453	3,540	0,0004
Hora	$\alpha_4$	-0,0027	0,0003	-7,454	9,06E-14

**Tabla 15.** Comparaciones múltiples con la prueba de Tukey

Comparación		Estimación	Error Estándar	Valor t	Valor-p
OD <sub>0</sub>	Sin Nut - Con Nut	-0,05632	0,03205	-1,757	0,4937
OD <sub>2</sub>	Sin Nut - Con Nut	0,05875	0,03205	1,833	0,4442
OD <sub>2.5</sub>	Sin Nut - Con Nut	0,10411	0,03205	3,249	0,0148 *
Sin Nutrientes	OD <sub>2</sub> – OD <sub>0</sub>	-0,15878	0,03204	-4,956	<0,001 *
Sin Nutrientes	OD <sub>2.5</sub> – OD <sub>0</sub>	-0,18907	0,03204	-5,901	<0,001 *
Sin Nutrientes	OD <sub>2.5</sub> – OD <sub>2</sub>	-0,03028	0,03203	-0,946	0,9346
Con Nutrientes	OD <sub>2</sub> – OD <sub>0</sub>	-0,27386	0,03206	-8,542	<0,001 *
Con Nutrientes	OD <sub>2.5</sub> – OD <sub>0</sub>	-0,3495	0,03206	-10,903	<0,001 *
Con Nutrientes	OD <sub>2.5</sub> – OD <sub>2</sub>	-0,07564	0,03206	-2,36	0,1706

\* Se presentan diferencias estadísticamente significativas a un nivel del 5%.